

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

**Zemědělská fakulta**

**Katedra krajinného managementu**



**DISERTAČNÍ PRÁCE**

**Vliv krajinných struktur na vybrané ukazatele jakosti vody při  
zvýšených průtocích jako podklad pro projekci KPÚ**

**Ing. Jana Moravcová**

**2011**

**Školitel:** prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.  
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Zemědělská fakulta

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích dne 31. 3. 2011

## Poděkování

V první řadě bych ráda poděkovala celé své rodině za všestrannou pomoc a podporu.

Dále bych touto cestou chtěla poděkovat především za podporu, pomoc, konzultace a odborné vedení svému školiteli prof. Ing. Tomáši Kvítkovi, CSc. Děkuji za odborné vedení, cenné rady a připomínky směřující k dokončení této práce. Velice ráda bych rovněž poděkovala prof. Ing. Janu Váchalovi, CSc. za podporu a vedení v prvních letech mého doktorandského studia. Samozřejmě bych také ráda poděkovala celému kolektivu katedry krajinného managementu, především za dlouholetou spolupráci a pomoc v maličkostech, které jsou tak důležité. Zvláštní dík patří především Ing. Tomáši Pavlíčkovi, který mi v průběhu celého studia vždy pomáhal se zvládnutím každodenních problémů, i když to nebylo vždy snadné.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat Ing. Petru Fučíkovi za poskytnutí cenných dat z povodí Kopaninského potoka.

Poděkování patří i studijním referentkám Mileně Randýskové a Markétě Primusové za jejich ochotu v řešení studijních problémů.

## OBSAH

<b>1. ÚVOD</b> .....	<b>5</b>
<b>2. CÍL PRÁCE</b> .....	<b>5</b>
<b>3. LITERÁRNÍ REŠERŠE</b> .....	<b>6</b>
<b>3.1. Definice krajinné struktury</b> .....	<b>6</b>
3.1.1. Vývoj struktury krajiny v České republice .....	9
<b>3.2. Vliv krajinných struktur na jakost vody</b> .....	<b>10</b>
3.2.1. Charakteristika vybraných parametrů jakosti vody .....	11
3.2.1.1. Dusík .....	12
3.2.1.2. Fosfor .....	15
3.2.2. Vliv struktury krajiny a jejich změn na jakost vody v období stabilních průtoků .....	16
3.2.3. Vliv struktury krajiny a jejich změn na jakost vody při srážko-odtokových epizodách .....	21
<b>3.3. Modelování jakosti vody</b> .....	<b>25</b>
3.3.1. Rozdělení a charakteristika hydrochemických modelů .....	26
3.3.2. Popis modelu SWAT .....	33
<b>4. MATERIÁL A METODY</b> .....	<b>36</b>
<b>4.1. MATERIÁL</b> .....	<b>36</b>
4.1.1. Jenínský potok .....	36
4.1.2. Kopaninský potok .....	39
4.1.3. Popis odběrných profilů .....	41
4.1.4. Vyhodnocení land use a struktury krajiny na sledovaných mikropovodích .....	42
<b>4.2. METODY</b> .....	<b>45</b>
4.2.1. Experimentální část .....	46
4.2.1.1. Monitoring průtoků a jakosti vody .....	46
4.2.1.2. Analýza dat .....	47
4.2.1.3. Statistické vyhodnocení .....	49
4.2.2. Modelování .....	50
4.2.2.1. Komponenty modelu .....	51
4.2.2.2. Kalibrace a validace modelu .....	55
4.2.2.3. Modelované scénářů uspořádání krajinné struktury .....	58
<b>5. VÝSLEDKY A DISKUZE</b> .....	<b>60</b>
<b>5.1. Experimentální část</b> .....	<b>60</b>
5.1.1. Vyhodnocení průtoků a koncentrací v průběhu srážko-odtokových epizod .....	60
5.1.2. Vyhodnocení statistické analýzy dat .....	75
<b>5.2. Modelování pomocí softwaru SWAT</b> .....	<b>85</b>
5.2.1. Kalibrace a ověření modelu SWAT .....	85
5.2.2. Simulace průtoků a koncentrací při alternativních scénářích uspořádání krajinné struktury .....	91
<b>5.3. Souhrn původních výsledků</b> .....	<b>95</b>
<b>6. ZÁVĚR</b> .....	<b>98</b>
<b>7. SOUHRNY</b> .....	<b>99</b>
7.1. Seznam použité literatury .....	99
7.2. Seznam tabulek .....	129
7.3. Seznam grafů .....	129
7.4. Seznam obrázků .....	132
<b>8. PŘÍLOHY</b> .....	<b>133</b>
<b>9. ABSTRAKT</b> .....	<b>141</b>
<b>10. SUMMARY</b> .....	<b>142</b>
<b>11. SEZNAM PUBLIKOVANÝCH PRACÍ</b> .....	<b>143</b>

## 1. ÚVOD

Jakost vody je vždy spojená s tvorbou odtoku, který je složen ze tří složek – povrchové, hypodermické a podzemní. Výsledná jakost vody při srážko-odtokových událostech je v úzké vazbě na převládající složku odtoku.

Extrémní srážko-odtokové události znamenají již od nepaměti pro krajinu, ale i pro člověka významné ohrožení. Se zvyšující se četností a intenzitou extrémních událostí stoupá také potřeba účinných opatření pro ochranu území i hmotných statků proti nepříznivým účinkům těchto jevů. Z tohoto důvodu jsou stále potřebnější studie hledající odpovědi na otázku jak omezit negativní dopady povodňových událostí v krajině, ať už prostřednictvím prvků plánu společných zařízení pozemkových úprav, nebo pomocí jiných institutů krajinného plánování. Je nutné hledat faktory, které bezprostředně ovlivňují množství odtékající vody v průběhu srážko-odtokových událostí, a mohou tak zásadně rozhodnout o konečné podobě povodňové epizody. Voda je také transportním médiem pro různé rozpuštěné i nerozpuštěné látky, které se takto dostávají do sítě vodních toků a do vodních nádrží. Zatímco o průběhu koncentrací a odnosů jednotlivých látek za běžných hydrologických podmínek již bylo publikováno mnoho studií, reakce koncentrací v průběhu srážko-odtokových událostí je stále nejasná.

Proto poznání závislosti tvorby jakosti vody v průběhu těchto událostí ve vazbě na geomorfologii terénu, vymezení infiltračních lokalit, krajinnou strukturu a způsob hospodaření v území je v odborné literatuře často diskutovaným problémem. Příspěvkem k této problematice je i zpracování této disertační práce.

## 2. CÍL PRÁCE

Hlavním cílem této práce bylo vyhodnotit vliv krajinné struktury na jednotlivé ukazatele jakosti vody, a to především při zvýšených průtocích.

Díličními cíli disertační práce bylo vyhodnocení vlivu dalších faktorů, které mají vliv na změny koncentrací vybraných ukazatelů jakosti vody v průběhu sledovaných srážko-odtokových událostí.

V průběhu řešení zvolené problematiky byl cíl práce doplněn o modelování vlivu uspořádání jednotlivých prvků krajinné struktury v rámci povodí na vývoj průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů pomocí hydrologického modelu SWAT.

### 3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

#### 3.1. Definice krajinné struktury

Zákon č 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny definuje krajinu jako část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořenou souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky.

Společným znakem většiny definic krajiny je její polyfunkční charakter. Sklenička (2003) dále definuje krajinu v ekologickém pojetí jako systém přírodních, resp. přírodních a člověkem podmíněných elementů, jejichž vztahy mohou být harmonické či nevyvážené. Předmětem studia v tomto pojetí bývá struktura, funkce a dynamika krajiny.

Jednou z nejznámějších definic v tomto pojetí je definice Forman a Godron (1986), kteří krajinu chápou jako heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje.

Jůva (1981) pod pojmem krajina rozumí část zemského povrchu se svéráznou přírodou, specifickými přírodními zdroji a způsobem života jejího obyvatelstva.

Jako krajina může být zkoumána libovolná prostorová jednotka, jejíž složky, vazby mezi nimi, toky látek, energií a informací jsou definovány tak, aby chování této jednotky bylo možné prognózovat a řídit, jak předpokládá Míchal (1992). Může tak být podle různých kritérií ekologické stability zkoumáno v duchu těchto definic např. malé povodí, geomorfologicky jednotný úsek toku nebo např. fyzicko-geografická jednotka libovolného řádu.

Krajina je tvořena skupinami ekosystémů společně s uměle vytvořenými strukturami, ale na druhé straně je také krajina součástí vyšších regionálních jednotek, takzvaných biomů (Odum, 1991).

V důsledku nestejnorodostí se krajina diferencuje na jednotlivé skladebné části. Krajina se může jevit též jako zcela homogenní území bez struktury, neboť v jeho rámci skutečně neexistují rozdíly v dílčích attributech, respektive je nelze rozlišit při dané úrovni hodnocení (Sklenička, 2003). Struktura krajiny je také jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících biodiverzitu, jako základní ukazatel ekologické hodnoty krajiny (Duvigneaud, 1988).

Každý jednotlivý ekosystém nebo krajinnou složku lze charakterizovat, na základě definice Forman a Godron (1986), v měřítku krajiny jako plošku (enklávu) určité šířky, úzký koridor, nebo krajinnou matici. Složky se zase mohou lišit velikostí, tvarem, počtem, typem a utvářením. Zjistit toto prostorové rozdělení je nutné pro pochopení struktury krajiny. Krajiny jsou různorodé a strukturálně se liší v distribuci druhů, tocích energie a látek mezi ploškami, koridory a krajinnou maticí. Z toho plyne, že se krajiny liší funkčně v tocích druhů, energie a látek mezi složkami struktury krajiny.

Matrice (matrix) je podle Skleničky (2003) nejrozsáhlejší a prostorově nejspojitější skladebná součást krajiny.

Matrice hraje v krajině dominantní roli, ale jak popisuje Forman (2004) v terénu je někdy velmi obtížné konkrétní matici vytipovat. Při jejím určování je účelné postupovat od nejnápadnějších charakteristik. První úvaha při snaze odlišit matici od plošek se tedy týká poměrného zastoupení a konfigurace jednotlivých složek, které se však mohou odlišovat v jednotlivých územích. Matrice má zpravidla konvexní hranice, kterými obklopuje ostatní krajinné složky. Má největší vliv na dynamiku krajiny jako celku (Forman, Godron, 1981).

Pro identifikaci matrice v krajině Forman a Godron (1986) uvádí 3 kritéria:

1. Kritérium relativní plochy,
2. Kritérium spojitosti,
3. Kritérium řídicího elementu v dynamice krajiny.

Nejsnadněji se na základě zjištění Formana a Godrona (1981) určuje první kritérium – relativní plocha. Plocha matrice by měla být větší než plocha kteréhokoliv jiného typu krajinné složky. Odhadnout třetí kritérium – posouzení vlivu na dynamiku – je nejsložitější, má však při určování matrice největší váhu. Druhé kritérium, spojitost, se nachází někde uprostřed. Nejprve se určí relativní plocha a úroveň spojitosti pro všechny typy krajinných složek. Jestliže některý z typů složek pokrývá daleko větší plochu než jakýkoliv ostatní, prohlásíme jej za matici.

Enklávy (plošky) definuje Forman a Godron (1986) jako neliniový, tedy plošný útvar, vzhledem se lišící od svého okolí, často obklopený krajinnou maticí.

U plošek se nejsnáze zjistí jejich velikost nebo plocha, jak popisuje Selman (1993). Vztahují se k ní základní charakteristiky jako energie, minerální živiny a organismy.

Obecně platí, že množství zásob látek nebo velikost toku energie na určité ploše dané velikostí jsou stejné, ať je tato plocha v malé nebo velké plošce. Totéž se týká zásob živin a jejich toku. Proto je celkové množství energie nebo živin přímo úměrné velikosti plošky.

Tvar plošek je stejně význačný jako jejich velikost. O vlivu tvaru na funkci ekosystému však víme překvapivě málo. Saura a Pascual – Hortal (2007) považují tento vliv za značně silný, protože zcela jinak vnímáme situaci, stojíme-li uprostřed velké okrouhlé plošky, než ve středu protáhlého pruhu o stejné ploše. Naši pozornost potom opět přitahuje význam okraje. Velké isodiametrické plošky (tj. plošky stejných rozměrů), například kruh nebo čtverec, obsahují podle Forman a Godron (1986) většinou jen vnitřní prostředí s pásem okraje na vnější straně. Obdélníková ploška o stejné rozloze má úměrně méně vnitřního prostředí a větší podíl okraje. Konečně úzká ploška o stejné rozloze může tvořit jen okraj. Protože se charakteristiky populace a společenstva živočichů a rostlin liší uvnitř plošky a v jejím okraji, lze posuzovat význam tvaru plošky v krajině porovnáním těchto charakteristik s poměrem vnitřního prostředí plošky k okraji.

Poslední součástí struktury krajiny koridor definuje Forman (1983) jako pruh území, který je stejně jako enkláva obklopen odlišným prostředím. Oproti enklávě má však výrazně liniový charakter.

Koridory obvykle navazují na enklávy s obdobnými ekologickými charakteristikami. Jako koridory v krajině je nutné chápat nejen prvky s přírodním prostředím, ale též umělé objekty, jako jsou komunikace, ploty, vedení velmi vysokého napětí, kanály apod. V krajinách silně pozměněných člověkem mohou enklávy takřka zcela absentovat a koridory částečně přebírají jejich funkci. Naopak v krajině s převážně přírodním charakterem mohou funkci koridorů substituovat enklávy nebo sama matrice.

Koridory vznikají podle Forman (1995) stejným způsobem jako plošky. Liniové koridory jsou úzké a žijí v nich hlavně druhy okraje, zatímco pásové koridory jsou širší a uprostřed se v nich vyskytuje mnoho druhů vnitřku. Podle mikroprostředí, rostlin a živočichů lze na základě studie Forman (1997) usuzovat na heterogenitu a strukturu koridorů. Za klíčový faktor ovlivňující podstatu koridoru považuje Kubeš (1996) jeho šířku. Koridory jsou velmi důležité pro lidské společenství, slouží jako dopravní cesty, poskytují různou ochranu i využitelné zdroje. Zvláštní postavení přisuzují Forman a Godron (1986) koridorům podél vodních toků (buffer zones a riparian zones), které



regulují pohyb vody a látek z okolní krajiny do toku a působí i na transport materiálu v samotném toku.

### **3.1.1. Vývoj struktury krajiny v České republice**

Jak popisuje Bičík et al. (2001) změna struktury a využívání krajiny v České republice odráží především jednotlivé fáze socio-ekonomického vývoje území a také politického uspořádání státu, stejně jak tomu je i v dalších Evropských zemích jak dokládají např. Dijk (2003, 2007) pro území střední Evropy, van den Noort (1987) pro území západoevropských států nebo Lerman a Cimpoies (2006) pro území východní Evropy.

Sádlo et al. (2005) popisuje dvě významné socio-ekonomické změny ve 20. století v České republice, které ovlivnily výrazně krajinnou strukturu a využití území našeho státu. Po krátkém období demokracie, po druhé světové válce, byla v roce 1948 nastolena komunistická diktatura, která trvala do roku 1989, kdy byla opětovně obnovena demokracie. Sklenička (2003) dodává, že nejradikálnější zlom pro krajinu znamenaly události z roku 1948 a následná socializace a kolektivizace venkova (Löw, Míchal, 2003). Blažek a Kubálek (2008) dodávají, že tyto události měly a dosud mají na krajinu v České republice negativní vliv. Gojda (2000) toto negativum spatřuje ve zvětšování velikosti obhospodařovaných celků a zániku permanentních krajinných struktur. Sklenička (2003) považuje tento vývoj za zjednodušení krajinné struktury, které mělo za následek likvidaci cenných ekosystémů, narušení vodního režimu a technické úpravy drobných vodotečí v krajině, jak popisuje také Salzmann (1983).

Změny, ke kterým došlo po roce 1989, znamenaly podle Sklenička (2003) takřka ve všech atributech krajiny obrat k lepšímu. Změny ve struktuře krajiny byly určeny především častým převodem orné půdy na louky a pastviny vlivem dotační politiky státu jak popisuje Lipský (2000). Dílčí změny v uspořádání krajinné struktury připisuje Just (2003) a Šámal (2001) revitalizačním zásahům na tocích a obnově malých vodních nádrží v krajině. Pozitivní změnou je rovněž budování mezí v rámci protierozní ochrany jak popisuje Janeček et al. (2002), výsadba liniových vegetačních pásů (Vrána, 2004) a tvorba prvků územních systémů ekologické stability podle zákona č. 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny, které popisuje Sklenička (2003). Maděra a Zimová (2005) a Míchal (1992) považují tedy krajinnou strukturu v České republice v současné době za pestrou s dostatečným množstvím rozptýlené zeleně. Jediné negativum ovlivňující krajinnou

strukturu České republiky spatřuje Sklenička (2003) v současné době v masivním rozvoji infrastruktury a průmyslu.

### **3.2. Vliv krajinných struktur na jakost vody**

Jakost vody ve vnitrozemských oblastech je v úzkém vztahu s geomorfologií, klimatem a využíváním povodí jak popisují House a Warwick (1998a). Rovněž velikost a svažitost povodí, srážky, teplota vzduchu, eroze, vegetace a půdní pokryv dohromady hrají podle Christopher et al. (2008), Pačes (1982a) a Schindler (1997) roli v utváření jakosti vody v povodí.

Mezi krajinou a jakostí vody existuje podle Arbuckle a Downing (2001) a Engstrom et al. (2000) úzká souvislost, protože jak popisuje Markewitz et al. (2001), vymývání živin z rozkladných procesů v půdě je významným zdrojem živin a kationů ve vodách. Kelcey (2003) proto považuje za základ stanovit jak je krajina využívána a jaké jsou priority tohoto využití.

Jakost vody ovlivňuje také využívání půdy v povodí, zejména pak zemědělství, lesnictví, zahradnictví, ochrana přírody, průmysl a osídlené plochy (Johnes et al., 1996); (Moss, 1998).

Při sledování povrchových, ale i podzemních zdrojů vod je podle Novotny (2003) nutno vždy zodpovědět otázku, zda v případě zdrojů znečištění se jedná o bodové, liniové či plošné zdroje znečištění. Též je nutno zodpovědět, zda se jedná o staré zátěže, či nově se vyskytující kontaminaci, zda se jedná o dlouhodobou kontaminaci či jednorázovou.

Jiné rozdělení zdrojů znečištění popisují Novotny a Chesters (1981), kteří rozdělují zdroje znečištění na dvě základní skupiny: přírodní a antropogenní (způsobené člověkem). Tyto zdroje znečištění dále dělí na bodové nebo difúzní (plošné) zdroje znečištění. Obdobně rozdělují zdroje znečištění Peters et al. (1997).

Bodové zdroje znečištění považuje Novotny a Chesters (1981) za snadno lokalizovatelné a je možné snadno posoudit jejich vliv na jakost povrchových i podzemních vod. Zahrnují především odpadní vody z průmyslu, domácností a zpevněných ploch (Alexander, Stevens, 1976) a v zemědělské krajině především z objektů farem a skladů hnojiv (Smith, 1977).

Oproti tomu plošné zdroje znečištění vod rozděluje většina autorů např. Kvítek et al. (2009), McEwen et al. (1989), Meybeck et al. (1989) nebo Vaněk et al. (2008) do čtyř skupin:

1. zdroje produkující látky umělé, v přírodě se nevyskytující (pesticidy, mořidla, některé látky z atmosférických depozic),
2. zdroje přírodních anorganických látek (uvolňující se z horninového prostředí urychleným větráním, které je způsobeno atmosférickými depozicemi (bazické kationty, hliník, případně další prvky a ionty),
3. zdroje umělých živin (průmyslová a statková hnojiva),
4. zdroje přírodních živin (uvolňující se mobilizací z půdního prostředí v procesu mineralizace půdní organické hmoty).

Velká většina povrchových vodních zdrojů je podle Heathwaite a Johnes (1996) v převážně míře lokalizována v zemědělsko-lesní krajině a tím je dáno i to, že plošné zdroje znečištění ze zemědělské výroby představují ve valné většině případů nejvyšší riziko možného ohrožení povrchových, ale i podzemních vodních zdrojů. Nejzávažnější nebezpečí dnes především představují na základě studie Peters et al. (1997) dusík a fosfor, těžké kovy a pesticidy. Zdroje plošného zemědělského znečištění mají podle Novotny (2003) většinou původ v použití hnojiv a aplikaci pesticidů, a jak doplňuje Klimeš (1997), primární příčinou bývá zvolený způsob hospodaření. Za další faktory ovlivňující plošné zdroje znečištění považuje Novotny (2003) klima, půdu nebo konfiguraci terénu. Největším zdrojem plošného zemědělského znečištění jsou na základě výzkumu Klimeše et al. (2007) plochy využívané pro živočišnou výrobu a hospodaření na příkrých svazích. Oproti tomu lesní komplexy a trvalé travní porosty, které mají většinou ochrannou funkci, popisuje Novotny a Chesters (1981) jako producenty nejmenšího množství znečišťujících látek na jednotku plochy.

### **3.2.1. Charakteristika vybraných parametrů jakosti vody**

Podle Pittera (2009) patří mezi nejdůležitější prvky ovlivňující jakost vody sloučeniny dusíku a fosforu.

Dusík považuje Šimek a Cooper (2003) za jednu z hlavních živin, která je naprosto nezbytná pro tvorbu biomasy a životní funkce buněk všech organismů. Je složkou mnoha důležitých biomolekul včetně bílkovin ribonukleových a deoxyribonukleových kyselin,

chlorofylu, chytinu a peptidoglykanů tvořících buněčné stěny a mnoha jiných látek včetně enzymů.

Fosfor je podle Pittera (2009) po dusíku druhou hlavní živinou. Je prvkem, na jehož množství a dostupnosti podstatně závisí růst rostlin a jejich produktivita. Jak popisuje Šimek (2003), jedná se o složku důležitých biomolekul včetně adenosintrifosfátu, ribonukleových a deoxyribonukleových kyselin a mnoha jiných látek.

Oba prvky zařazuje Gächter et al. (2004) do skupiny tzv. nutrietů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. Berbenni a Galassi (1978) je popisuje jako důležité prvky v systému životního prostředí vodních zdrojů pro růst a reprodukci všech organismů, nicméně většina autorů jako např. Niemi (1998), Pačes (1982b), Hege a Schaupp (1996) nebo Várallyay (1995) poukazuje na fakt, že zvýšená koncentrace sloučenin těchto prvků může vyústit v eutrofizaci vod. Tento jev může podle studie Graham (1995) zničit životní podmínky prostředí pro vodní i suchozemské organismy. Proto Pitter (2009) považuje znalost jednotlivých forem jejich výskytu ve vodách a jejich vlastností za nezbytnou podmínku pro objasnění důležitých pochodů v hydrochemii. Vedle těchto prvků ovlivňují jakost vody také další prvky jako je vápník, hořčík, draslík, sodík, kovy a organické sloučeniny (Novotny, 2003).

Zvýšenou přítomnost dusíku a fosforu ve vodě připisuje Graham (1995) častému nesprávnému použití minerálních hnojiv a vypouštění odpadních vod z domácností a provozů jak popisují např. Maki et al. (1984) nebo Stanners a Bourdeau (1995). Biochemická reaktivita a pohyblivost různých forem dusíku a fosforu podmiňuje na základě výzkumu Dillon a Molot (1997) prostorové rozložení zdrojových ploch znečištění a stupeň rizika pro životní prostředí. Přeměny jednotlivých forem dusíku a fosforu jsou popsány v rámci jejich cyklů, jak popisují Šimek a Cooper (2004).

### **3.2.1.1. Dusík**

Šimek a Cooper (2004) dokládají, že se dusík vyskytuje ve vodách v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě, které jsou podle Pittera (2009) ve vodách stanovovány jako celkový dusík (N<sub>celk.</sub>), který se dále dělí na anorganicky a organicky vázaný dusík. Mezi hlavní formy anorganicky vázaného dusíku patří amoniakální, dusitanový a dusičnanový dusík. Dusitany a dusičnany patří k tzv. oxidovaným formám dusíku. Bartram a Balance (2005) popisují specifickou analytickou metodu, kterou lze stanovit samostatně koncentraci amoniakálního, dusitanového a

dusičnanového dusíku, který lze souhrnně označit jako celkový anorganický dusík  $N_{\text{anorg.}}$ . Při stanovování celkového organického dusíku Kjehldalovou metodou se stanoví současně jak dusík organický  $N_{\text{org.}}$ , tak i amoniakální dusík, jehož koncentraci je pak nutné odečíst.

Další možnou anorganickou formou výskytu dusíku ve vodách jsou podle Pittera (2009) volné kyanidy, kyanatany kyanokomplexy a aminokomplexy, které mohou být obsaženy v odpadních vodách.

Novotny (2003) popisuje organicky vázaný dusík ve vodách, který se vyskytuje ve formě bílkovin a jejich rozkladných produktů, močoviny, alifatických a aromatických aminů, aminosacharidů, heterocyklických dusíkatých sloučenin apod.

Boyer et al. (2002) popisuje další formy dusíku jako např. molekulární dusík  $N_2$ , který je relativně inertní plyn, nebo jeho redukované ( $NH_3$ ,  $NH_4^+$ ) nebo oxidované ( $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $N_2O$ ,  $NO_x$ ) anorganické formy, které jsou vysoce reaktivní. Šimek a Cooper (2004) uvádí, že sloučeniny dusíku neovlivněné antropogenní činností jsou převážně biogenního původu a vznikají rozkladem organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Novotny (2003) považuje za jejich významný zdroj odpady ze zemědělství a Pitter (2009) doplňuje jako další zdroj dusíkatých látek hnojení, fixaci dusíku biogenními procesy a srážkové vody.

Formy dusíku ve vodách určují podle Pačes (1982a) nitrifikační a denitrifikační bakterie.

Cyklus dusíku popisuje Šimek a Cooper (2003) několika základními procesy. Plynný dusík  $N_2$  je procesem fixace redukován na amoniak ( $NH_3$  resp.  $NH_4^+$ ), většinou prostřednictvím mikrobiálních procesů. Takto vzniklý amoniak je jak popisuje Novotný a Chesters (1981) v různých podobách asimilován do biomasy. Dusík pak může být z této formy dále uvolněn do atmosféry (volatilizace) případně přeměněn na některou z oxidovaných forem. Tato biologická oxidace se nazývá nitrifikace a transformuje relativně nepohyblivou formu ( $NH_4^+$ , organické látky) na velmi pohyblivou nitrátovou formu dusíku ( $NO_3^-$ ) (Johannessen, Henrikson, 1978). Opačný proces – denitrifikace – naopak popisuje redukcí této formy dusíku postupně na nitritovou formu ( $NO_2^-$ ) a dále pak až na molekulární dusík ( $N_2$ ). Tento proces zapříčiňuje největší ztráty dusíku z povodí (Heathwaite et al., 1997). Vzhledem k tomu, že se ve většině procesů uplatňují mikroorganismy, popisuje Hagopian a Riley (1998) značné ovlivnění těchto procesů podmínkami v okolním prostředí jako je teplota, dostupnost kyslíku nebo vlhkost. Malý et

al. (2002) doplňují, že maximální úroveň nitrifikace je dosažena na jaře a na podzim, kdy jsou dosaženy právě optimální teplotní a vlhkostní podmínky.

- **Amoniak**

Podle Pitter (2009) se amoniakální dusík vykytuje ve vodách jako kationt  $\text{NH}_4^+$  a v neiontové formě jako  $\text{NH}_3$ . Pro vznik amoniaku  $\text{NH}_3$  je potřeba poměrně velké množství energie pro rozštěpení pevné trojné vazby mezi atomy v molekule vzdušného dusíku  $\text{N}_2$ , aby mohl následně reagovat s molekulou vody (Odum, 1993). Cotton a Wilkinson (1973) popisují amoniak jako ve vodě mimořádně rozpustnou sloučeninu a jeho stav popisuje nejlépe vzorec  $\text{NH}_3(\text{aq.})$ . Chemickými analytickými metodami popsány Bartram a Balance (2005) se stanoví vždy obě formy současně, tj. celkový amoniakální dusík ( $\text{NH}_3$  a  $\text{NH}_4^+$ ). Štambuk-Giljanović (2006) považuje přítomnost amonných iontů ve vodě za obecný indikátor přímého znečištění vody. Jak popisuje van der Eerden et al. (1998) je amoniak uvolňován z několika druhů zdrojů. Pitter (2009) popisuje jako jeden z těchto zdrojů atmosférické vody bohaté na amoniakální dusík. Zdroje dále doplňuje Heij a Erisman (1997) o splaškové odpadní vody, které jsou rovněž bohaté na amoniakální dusík. Jeho zdrojem jsou v nich obsažené fekálie a rozklad dusíkatých organických látek. Pitter (2009) shledává jako možný zdroj mimořádně vysokých koncentrací amoniakálního dusíku některé průmyslové odpadní vody a odpady ze zemědělství.

- **Dusičnany**

Burt et al. (1993) zdůrazňují, že se pohyb dusíku ve vodách primárně uskutečňuje ve formě dusičnanů, a to jak popisuje Gažo et al. (1974) kvůli vysoké rozpustnosti tohoto iontu. Dusičnany jsou konečným produktem mineralizace organicky vázaného dusíku a za oxických podmínek jsou stabilní. Za anoxických podmínek však podléhají denitrifikaci za vzniku elementárního dusíku. Dusičnany se podle Bogárdi a Kuzelka (1991) vyskytují téměř ve všech vodách a patří mezi čtyři hlavní aniony společně s fosforečnanovými, hydrogenuhličitanovými a síranovými anionty. Všeobecně je známo, že koncentrace dusičnanového dusíku v povrchových vodách v minulých desetiletích vzrostla, jak dokazují např. Burt et al. (1988) nebo Heathwaite a Burt (1991), a to především v důsledku vzrůstajícího počtu obyvatel a intenzifikace zemědělské činnosti jak popisují Meybeck et al. (1989). Chapman (2007) poukazuje na změny koncentrací dusičnanů v přírodních vodách v závislosti na vegetačním období. Stutter et al. (2008) popisují rovněž silný vliv srážkových událostí, kde se uplatňuje silný efekt ředění. Tento fakt je zvláště patrný na

odvodněných lokalitách jak popisují ve svých pracích Baresel a Destouni (2006) nebo House a Warwick (1998a).

### 3.2.1.2. Fosfor

Fosfor je považován většinou autorů jako např. Carpenter et al. (1998), Chapman (2007), Kleinman et al. (2003), Needelman et al. (2001) nebo Sharpley et al. (2004) za základní látku pro živé organismy a ve vodách se vyskytuje jak ve formě rozpuštěné tak nerozpuštěné. Změny mezi jednotlivými formami probíhají podle Pitter (2009) průběžně vlivem rozkladných procesů a syntézy organicky vázaných forem a anorganicky vázaných oxidovaných forem.

Oproti cyklu dusíku jsou přeměny fosforu v rámci cyklu vázány na delší časový úsek a probíhají v méně krocích. Cyklus fosforu je silně propojen s uvolňováním sedimentů (Paul, Clark, 1996). Fosfor v rámci svého cyklu neprochází žádnými oxidačně-redukčními změnami. Jeho přeměny popisují Heathwaite et al. (1997) jako relativně jednoduché zahrnující asimilaci a disimilaci biotou, imobilizaci a mobilizaci a v neposlední řadě také adsorpci. Často dochází k vysrážení Fe nebo Al fosfátů při nízkém pH, nebo Ca fosfátů při vyšším pH. Fosfor se také podle Butcher et al. (1992) adsorbuje na Fe a Al oxidy a na povrch vrstevnatých jílovitých minerálů. Kulhánek et al. (2007) a Šarapatka et al. (2002) popisují výskyt mobilního fosforu ve formě koloidů a/nebo vázaný na částice půdy v místech aplikace fosforečných hnojiv.

Bartram a Balance (2005) dělí rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor na orthofosforečnanový ( $P_{ortho.}$ ) a polyfosforečnanový ( $P_{poly.}$ ). Z orthofosforečnanů přichází v úvahu jednoduché nebo komplexní formy a u polyfosforečnanů se ve vodách vyskytují buď v řetězové (katena-polyfosforečnany) nebo cyklické formě (cyklo-polyfosforečnany). Nerozpuštěný anorganicky vázaný fosfor je pak podle Sharpley (1995) tvořen různými fosforečnany Ca, Mg, Fe, Al aj. buď volně dispergovanými nebo chemicky či sorpčně vázanými. Nerozpuštěný organicky vázaný fosfor je přítomen v různých organismech jako fosfolipidy, fosfoproteiny, nukleové kyseliny atd. (Pitter, 2009).

Penn et al. (2006) považuje za přirozený zdroj fosforu především zvětrávání hornin a minerálů, erozní smyvy a rozklad organické hmoty. Ke zvýšeným hodnotám koncentrací fosforu v povrchových vodách přispívají podle Novotny (2003) odpadní vody a smyvy minerálních hnojiv. Fosfor se však v přírodních povrchových vodách vyskytuje ve

vysokých koncentracích velmi zřídka, vzhledem k tomu že je z toků podle Chapman (2007) odnímán rostlinami a bakteriemi.

- **Fosforečnany**

Fosfor ve formě fosforečnanů podléhá především chemickým přeměnám. Většina fosforečnanů je ve vodě málo rozpustná, včetně sloučenin vápníku a hořčíku, jejichž fosforečnany jsou dominující. Rozpustnost fosforečnanů a uvolňování fosforu do vodního prostředí ovlivňuje podle Pitter (2009) hodnota pH vody a množství rozpuštěného kyslíku ve vodě. Při srážení se může uplatnit i spolusrážení s jinými tuhými fázemi – uhličitánem vápenatým, hydratovanými oxidy kovů. Z dalších chemických procesů se uplatňuje sorpce rozpuštěných a koloidně dispergovaných fosforečnanů na tuhých fázích, např. dnových sedimentech a usazených plaveninách. Fosforečnany jsou také podle Novotny (2003) inkorporovány do biomasy nově se tvořících organismů. Bowes et al. (2005) považuje vývoj koncentrací fosforečnanů za velmi nejasný, především v průběhu srážkových událostí, ale jak doplňují Carson et al. (1973) většinou dochází v první fázi události k naředění koncentrací fosforečnanů obdobně jako v případě dusičnanů, přestože Klein (1984) a Williams (1989) popisují ředění fosforečnanů jako méně výrazné.

### **3.2.2. Vliv struktury krajiny a jejich změn na jakost vody v období stabilních průtoků**

Podzemní ale i povrchové vody se liší svou schopností odolávat vnějším změnám prostředí jako například vstupu živin. Faktory, které kontrolují transport živin do tělesa toku, jako je např. pH, teplota, vlhkost apod. jsou přinejmenším stejně důležité, pokud ne více, jako samotné zásoby živin v jednotlivých částech povodí (Kamprath, 2000). Buck et al. (2004) popisují, že obecně míra vlivu land use na jakost vody v potocích na velikosti povodí se mění v čase a prostoru.

Podle očekávání bylo využívání pozemků shledáno jako prvek s velkým vlivem na množství dusičnanů a fosforečnanů odnášených do toků jak popisuje celá řada autorů např. Arheimer a Liden (2000), Buck et al. (2004), Donner et al. (2004), Herlihy et al. (1998), Howarth et al. (2002), Johnson et al. (1997), Jones et al. (2001), Jordan et al. (1997), Jordan a Weller (1996), Lattin et al. (2004), Little et al. (2003), Owens et al. (1991), Schilling (2002), Wayland et al. (2003), Wernick et al. (1998), Woli et al. (2004).



Koncentrace dusíku a fosforu ve vodách pozitivně souvisí se zemědělským, komerčním a urbánním krajinným pokryvem v povodí a negativně souvisí se zastoupením přirozených lesů (Tong, Chen, 2002) a luk (Kvítek et al., 2009).

Smith et al. (1993), Quinn et al. (1997), Niyogi et al. (2003) a Wilcock et al. (1999) pak potvrdili na pokusných lokalitách na Novém Zélandu obecně známou silnou vazbu mezi poklesem jakosti vody v potocích a rozšířením zemědělského rozvoje, který byl identifikován jako hlavní zdroj sedimentů, živin a fekálních bakterií pro potoky a řeky stejně jako Carpenter et al. (1998) ve Spojených státech amerických nebo Hunter et al. (2000) v Anglii.

Plochy podílející se na pronikání polutantů ze zemědělských zdrojů závisí na spolupůsobení zdrojových a transportních faktorů (Heathwaite et al., 2000). Campbell et al. (1994) označuje za hlavního přispívatele pro vyplavování dusičnanů výživu porostů dusíkatými hnojivy. V mnoha případech, kdy hnojení způsobilo znečištění dusičnany, tomu tak bylo důsledkem nevhodného systému hospodaření (Diez et al., 2000); (Follet et al., 1991). K těmto ztrátám dále přispívají rozptýlené zdroje živin vázané na změny land-use, hustotu populace, zemědělskou praxi a urbánní rozvoj (Carpenter et al., 1998); (Harris, 2001). Riziko transportu dusíku koresponduje spíše s propustností půdy než se vzdáleností od vodoteče. Zóny blízké k potoku mají nižší zranitelnost ke ztrátám dusíku, na rozdíl od fosforu, protože tyto půdy mají vysoký obsah jílu a nízkou propustnost (Heathwaite et al., 2000). Vzdálenost zdrojové lokality od vodoteče ale hraje významnou roli v obdobích se sníženým vegetačním pokryvem, jak dokazují studie Baresel a Destouni (2006), Carson et al. (1973) nebo McGuinness et al. (1978).

Lokalizace nejrizikovějších míst v povodí z hlediska dusíku a fosforu se shoduje s místy, kde jsou vysoké vstupy statkových hnojiv a obohacení dusíkem zvyšuje potenciál pro jeho ztráty (Heathwaite et al., 2005), (Štambuk-Giljanović, 2010).

Koncentrace dusičnanů se vyznačují během roku sinusoidním průběhem (Kvítek, 1999); (Kvítek, 2001); (Lexa et al., 2006). V zemědělsky využívaných povodích jsou zpravidla koncentrace dusíku a odnosy dusičnanů nejvyšší na jaře, jak popisuje Doležal et al. (2006a) nebo Poor a McDonnell (2007).

Tyto typické sezónní trendy koncentrací dusičnanů a fosforečnanů odpovídají rovněž průtokům ve vodních tocích. Vysoká míra odnosu dusičnanů se objevuje v předjaří a v obdobích s vysokým průtokem a naopak, vysoká míra odnosu fosforečnanů se objevuje

v průběhu sušších period na konci léta, jak ve svých pracích prokázal Doležal et al. (2006a); Owens et al. (1991); Salvia-Castellvi et al. (2005) a Schilling (2002).

Poor a McDonnell (2007) spatřují druhou příčinu sezónnosti vývoje koncentrací dusíku a fosforu v aktivitách, které se vyskytují v zemědělsky využívaných povodích na rozdíl od lesních a urbanizovaných povodí jako např. aplikace zeleného hnojení a statkových hnojiv. Z hlediska zdrojů znečištění fosforem je podle Sharpley a Rekolainen (1997) klíčová identifikace zdrojů především plošného zemědělského znečištění. Pionke et al. (1997) zjistil, že tyto plochy obvykle zaujímají jen nepatrnou část povodí a že za vyplavení většího množství fosforu je zodpovědná obvykle jen jedna nebo dvě větší srážko-odtokové události v roce.

Zemědělství je tedy považováno za rozhodující zdroj problému s dusičnany a dalšími nutrienty, jak popisuje Kolář et al. (2002a) a Worrall, Burt (1999). Maximální koncentrace dusičnanů se proto nachází právě v těch povodích, kde je největší podíl zemědělsky využívané půdy (Salvia-Castellvi et al., 2005). Značně zhoršená jakost drenážní vody z orných půd i vody v drobných vodních tocích obklopených ornou půdou oproti vodě z lesních pramenů, popsána Doležal a Kvítek (2004) a lesních povodí drobných toků, popsána Soukup a Pilná (2003).

Rovněž se ukazuje význam správného hospodaření s dusíkem v infiltračních zónách parovin a vrchovin, jak je dokumentováno prací Doležal et al. (2006b) a Kolář et al. (2002b). Infiltrační zóny se nacházejí na propustných půdách na plochých temenech kopců. Jejich prostřednictvím se do mělkých zvodní dostává průsakem část dusičnanů. Tato mělká podzemní voda vyvěrá v dolních částech svahů (v přechodné zóně) a v úzkých údolích (ve výtokové zóně) a vytváří zde četné drobné prameny, nebeské rybníčky a zamokřená místa (Kvítek, 2007). Rychlý hypodermický odtok mělké podpovrchové vody nastává ve vlhkých obdobích jak v infiltrační zóně, tak zejména v přechodné (transportní) zóně. Tímto mělkým odtokem jsou vyplavovány dusičnany z půdy a jsou jím odnášeny do vodních toků, aniž by musely přijít do kontaktu s podzemní vodou (Doležal et al., 2006b).

Podle Brito et al. (2005) se jedná o lokality s nejpříznivějšími podmínkami pro doplňování zásoby vody ve zvodněných vrstvách. Zároveň jsou však tyto lokality považovány za nejzranitelnější a nejcitlivější k potenciálním vstupům znečišťujících látek do systému podzemní vody. Z toho vyplývá rovněž i klasifikace infiltračních zón popsána Janglová et al. (2003), která přímo odpovídá citlivosti zvodněných vrstev k možné

kontaminaci. Brito et al. (2005) k tomu dodává, že klasifikace infiltračních lokalit musí přímo navazovat na hydrogeologické charakteristiky lokality, zejména propustnost půd a horninového prostředí. Podle Griffionen (2001) je zejména zemědělské využití těchto lokalit potenciálním zdrojem a příčinou zvýšeného obsahu zejména dusíkatých a fosforečných sloučenin v drenžních i podzemních vodách. Van der Ploeg et al. (1997) stejné účinky připisuje i intenzivně obhospodařovaným trvalým travním porostům zejména pastevně obhospodařovaným. Oproti tomu Pebesma a De Kwaadsteniet (1997) popisují výrazné zlepšení kvality podzemních vod v oblastech s extenzivním využitím infiltračně zranitelných lokalit, tedy tam kde jsou tyto zóny zatravněny nebo zalesněny.

V Irsku Hughes et al. (2005) označil zemědělství za nejvýznamnější zdroj znečištění dusíkem a fosforem pro více jak polovinu všech znečištěných povodí, i navzdory tomu, že jsou v dnešní době často na popsáných plochách aplikovány půdoochranné technologie, jak jsou zmíněny v práci Abbaspour et al. (2007).

I přes to, že významné množství exportovaného dusíku ze zemědělských povodí pochází z nebudových zdrojů, je podíl zemědělské půdy v povodí kladně korelován s množstvím odnášeného dusíku a fosforu v potocích (Howarth et al., 2002). Schilling (2002) při studiu rozdílných intenzivně zemědělsky využívaných a zatravněných povodí prokázal, že ze zemědělského povodí je odnášeno mnohem více dusičnanů a fosforečnanů než z povodí zatravněných. K podobným výsledkům dospěl i Correl a Dixon (1980) v Anglii, Štambuk-Giljanović (2003) v Chorvatsku nebo Fučík et al. (2008) v České republice.

Důležitým faktorem ovlivňujícím vývoj koncentrací živin v povodích jsou podle Hirt et al. (2005) především odvodňovací stavby, které jsou v České republice podle Kulhavý et al. (2007) často lokalizovány ve sklonitých a infiltračních oblastech malých povodí.

Zorněním a odvodněním dochází k celkové změně oxidačně-redukčních podmínek v půdě, urychluje se mineralizace organického dusíku, snižuje se denitrifikační činnost, orná půda je častěji a více hnojena jak ve své práci popisuje Kvítek (2008). K tomu Kvítek a Doležal (2003) doplňují, že na orné půdě také obvykle není po celý rok přítomná vegetace odebírající dusík, který je takto vyplavován do nižších půdních horizontů, horninového prostředí a vod.

Ačkoliv Johnes et al. (1996) poukazují na to, že hodnoty odnosu živin z pozemků spojených s intenzivním zemědělstvím jako je pastva skotu nebo plodiny na orné půdě mají tendenci být vyšší než z jiných typů land-use, Galbraith a Burns (2007) dokazují, že vedle intenzity zemědělských aktivit ovlivňuje množství exportovaných živin do povrchových vod také typ vegetačního pokryvu. V měřítku povodí považují Worrall a Burt (1999) plochy travních porostů za konstantní zdroj dusičnanů, zatímco při zatravnění orné půdy dochází velmi rychle k ustanovení rovnováhy a po jednom roce již nedochází k vyplavování výrazných množství dusíku. Ve většině travních porostů je dle Lazzarotto et al. (2005) vrchní vrstva půdy zdrojem fosforu, společně s aplikovanými hnojivy, především statkovými. Při porovnání mezi jetelovými a hnojenými travními drny se stejným zatížením pasoucími se zvířaty se podle práce Cuttle (1992) ukazuje jen malý rozdíl v množství vyplavovaných dusičnanů.

Studie Thompson a Townsend (1998) popisující koncentrace živin v potocích, však ukázaly, že pastevní areály přispívají vyššími koncentracemi dusíku a fosforu do vod než přirozená travní společenstva a Townsend (2001) prokázal, že koncentrace obou prvků jsou vyšší v potocích s povodím více využívaným pro chov hospodářských zvířat než v povodích bez pastevního využití. Přítomnost pasoucích se zvířat má významný vliv na pohyb dusíku a fosforu v travních porostech a výrazně zvyšuje potenciál pro jeho ztráty (Whitehead, 1970).

Elliot a Sorrell (2002) prokázali, že vyplavování živin do podzemních vod je nejvyšší z povodí s chovem skotu pro mléko, následováno horskou pastvou (ovce a skot), urbánními povodími a nejnižší z povodí s nízkou intenzitou pastvy, s původními křovinnými porosty a lesy.

Exkrementy pasoucích se zvířat a mineralizace půdní organické hmoty zpřístupňují velké dávky dusíku a výrazně tak ovlivňují dusíkový režim intenzivně obhospodařovaných travních drnů popsaných van der Meer a van Uum-van Lohuyzen (1986). Cuttle a Scholefield (1995) však poukazují na ovlivnění tohoto zdroje dusíku způsobem hospodaření, půdními podmínkami, klimatem a stářím porostu.

Fosfor je podle Dils a Heathwaite (1999) a Sims et al. (1998) z travních porostů uvolňován především prostřednictvím povrchového odtoku a pronikáním do drenážních systémů. Z tohoto důvodu se Braun et al. (1993), Stamm et al. (2002) a von Albertini et al.

(1993) snažili prokázat silný vliv srážko-odtokových událostí na dynamiku koncentrací fosforu zejména v malých zemědělsky využívaných povodích.

Na rozdíl od zemědělských lokalit popisuje Sylvia et al. (1998) v lesních povodích nízkou koncentraci živin a míru jejich odnosu jako nízkou, navzdory značným depozicím dusíku. Tento jev připisují Nissinen a Hari (1998) pravděpodobně nízkým antropogenním vstupům v těchto oblastech. Přesto mohou být lesy důležitým zdrojem dusíku pro tělesa vodních toků, jak popisuje Braun et al. (1991) a jako nebodový zdroj mohou přispívat k eutrofizaci toků (Schleppi et al., 2000). Pokud dochází k dlouhodobým změnám v lesních ekosystémech, musíme uvažovat s krátkodobými změnami koncentrací prvků, jak dokazuje Arheimer et al. (1996), což může podle Krebs (1985) vést k dlouhodobému poklesu produktivity lesního porostu, navzdory navrácení části živin zpět do systému.

### **3.2.3. Vliv struktury krajiny a jejich změn na jakost vody při srážko-odtokových epizodách**

Gergel a Bureš (2004) ve své studii popsali pozvolné změny kvality vody při normálních průtocích, zatímco při větších průtocích je rychlost změn výrazně větší. Land-use podle Sylvia et al. (1998) ovlivňuje objem živin odnášených z povodí za normálního vodního stavu, není však jasné jak land-use ovlivňuje dynamiku koncentrací živin při bouřkových událostech.

Abbaspour et al. (2007), Huber (1993) nebo Prasuhn a Sieber (2005) zjistili, že při takovýchto extrémních událostech je zejména povrchová složka odtoku významným transportním médiem pro prvky z plošných zdrojů znečištění, zejména potom pro dusík, fosfor, sedimenty a pesticidy pocházející ze zemědělských ploch.

Na rozdíl od těchto výsledků Anederson a Burt (1990) připisují náhlé změny průtoku i koncentrací jednotlivých prvků při srážko-odtokových událostech zejména vlivu preferenčního proudění v půdě a horninovém prostředí. Šanda (1999) nebo Vogel et al. (2003) uvádějí jako hlavní příčinu zvýšení průtoků právě preferenční proudění v makropórech a dalších průtočných cestách. Kanwar a Bakhsh (2000) se rovněž domnívají, že náhlý nárůst průtoků po silných deštích a tání sněhu indikuje preferenční pohyb vody ze srážek do drenážních systémů nebo mělké podzemní vody. Oproti tomu Tesař et al. (2003) tyto prudké změny v průtoku připisuje rychlému uvolnění kapilární vody v půdě, a tím považuje za hlavní součást kulminačního průtoku při srážko-odtokové události vodu z období události předcházejícího.

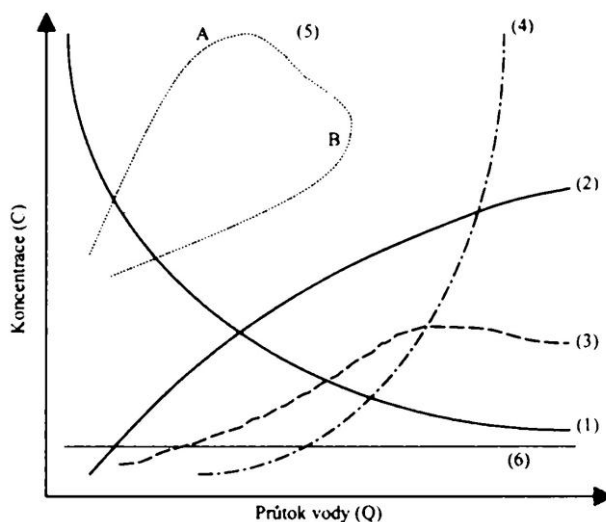
Z pohledu odnosu živin spatřuje Kanwar a Bakhsh (2000) v prudkém poklesu koncentrací dusičnanových aniontů  $\text{NO}_3^-$  v průběhu srážko-odtokových událostí zejména v nezorněných lokalitách, důkaz a podporu teorie preferenčních drah odtoku v půdě a horninovém prostředí, kudy dochází k rychlému průsaku na živiny chudé srážkové vody (Wagner et al., 2008). Oproti tomu Vidon a Cuadra (2011) poukazují u koncentrací celkového fosforu i reaktivních fosforečnanů na značný vzestup v průběhu srážko-odtokových událostí zaznamenaných na Středozápadě USA, a to kvůli vymývání z drah preferenčního proudění v půdách, které jsou díky používání hnojiv silně obohaceny látkami obsahujícími fosfor. Ke stejným závěrům dospěl i Gächter et al. (1998) při monitoringu srážko-odtokových událostí na zemědělsky využívaných povodích ve Švýcarsku.

Podle Butturini et al. (2006) je jedinou možností, jak pochopit všechny biogeochemické interakce v tocích a povodí, právě analýza srážko-odtokových událostí. Tyto události mají výrazný vliv na utváření biogeochemických cyklů jednotlivých prvků v přírodě, a tudíž poskytují jedinečnou příležitost pro poznání hydro-biogeochemických vlastností povodí (Butturini et al., 2008).

Jednou z možností jak stanovit zdroj ovlivňující jakost vody v toku jak popsal McDiffett et al. (1989) je analýza hysterezního efektu při extrémních bouřkových událostech.

Zatím není dostatek poznatků o reakcích krajiny na mimořádné srážky, a tím jejich začlenění do modelů srážko-odtokových procesů v krajině (Hladný et al., 1998). Kohout et al. (1999) však dokazuje, že vznik extrémních situací v našich přírodních podmínkách vyvolávají srážky mimořádné intenzity, případně náhlé tání sněhové pokrývky v jarním období a velmi často pak kombinace obou těchto jevů.

Meybeck et al. (1989) stanovili několik obecně platných modelů chování koncentrací látek během povodní, které trvaly od několika hodin do několika dní, podle závislosti na délce vodního toku a hydrologickém režimu (viz. Obr. 1.).



Obr. 1. Různé modely koncentrací látek v závislosti na průtoku vody v tekoucích vodách

1. Hyperbolický model popisující pokles koncentrací se vzrůstajícím průtokem; tento model je obecně pozorován pro nejvýznamnější ionty, zejména pro více mineralizované vody,
2. Model popisující pozvolný nárůst koncentrací se zvyšujícím se průtokem zpravidla spojený s vyplavováním látek z půdy (organické látky, formy N),
3. Model, který popisuje nárůst koncentrací se zvyšujícím se průtokem, rychlé dosažení maxima a následnou stagnaci
4. Exponenciální model popisující nárůst koncentrací se zvyšujícím se průtokem, charakteristický průběh nerozpuštěných částic a s nimi spojených komponent (kovy, pesticidy apod.),
5. Pravotočivá nebo levotočivá hysterezní smyčka, model často pozorovaný pro nerozpuštěné látky během extrémních srážko-odtokových situací,
6. Konstantní hodnota koncentrace je pozorována, když je vodní tok dotován především podzemní vodou, jako např. krasové oblasti, odtok z jezer apod. (Meybeck et al., 1989)

Bowes et al. (2005) a Toler (1965) popisují, že rozdíly v koncentracích jednotlivých prvků v tocích v průběhu srážko-odtokových událostí často vedou ke vzniku hysterezního efektu s odlišnými trendy koncentrací na vzestupné a poklesové větvi hydrografu.

Tvar a délka jednotlivých větví zaznamenaného hydrografu povodňové události u Bedient

et al. (2008) se liší od události k události a od povodí k povodí. Obyčejně má podle tento hydrograf více vrcholů (Reid et al., 1998).

Tato situace vede ke vzniku více hodnot koncentrací pro jednu hodnotu průtoku, neboli hystereze (Rose, 2003). Hystereze koncentrace/průtok je často pozorována v průběhu srážko-odtokových událostí, kdy koncentrace sledovaného prvku při daném průtoku jsou na vzestupné a sestupné větvi hydrografu rozdílné (Hall, 1970).

Po zakreslení tohoto vztahu vznikne cyklická trajektorie „smyčka“, která je popsána např. Bond (1979), Bowes et al. (2005), Hill (1993) nebo McDiffett et al. (1989).

Evans a Davies (1998) navrhuji klasifikaci hysterezních smyček podle směru jejich utváření (po směru hodin/proti směru hodin), zakřivení (konvexní/konkávni) a trendu (pozitivní/negativní/nulový). Oproti tomu Seeger et al. (2004) popisuje 3 základní možnosti utváření hysterezních smyček, a to smyčky po směru hodin, proti směru hodin a smyčky ve tvaru osmičky. Podle Regüés et al. (2000) jsou však nejčastěji pozorované první dva popsané způsoby utváření, a to v závislosti na podmínkách. Tyto dva typy popisuje Evans a Davies (1998) jako C3 hysterezi pro konvexní smyčky orientované po směru hodin a A3 hysterezi pro konkávni smyčky proti směru hodin.

Hysterezní smyčka po směru hodin vznikne podle Bowes et al. (2005), když je koncentrace nejvyšší na vzestupné větvi a protisměrná smyčka pokud je vyšší na sestupné větvi hydrografu.

Zároveň Klein (1984) zjistil, že hysterezní křivky orientované po směru hodin se objevují, když je zdroj látky lokalizován na březích nebo v blízkosti koryta toku. Protisměrně orientované křivky se objevují pro zdrojové oblasti umístěné v horních částech povodí. Smyčky ve tvaru osmičky jsou popsány pouze v několika studiích jako Arnborg et al. (1967) a jedná se stále pouze o kombinaci předešlých dvou tvarů.

Výčet možností hystereze doplňuje dále Williams (1989) o vývoj vztahu průtok-koncentrace s konstantní hodnotou koncentrací.

House a Warwick (1998a; 1998b) popisují velikost a směr hysterezích smyček faktorem odpovědi, tj. jak rychle se změní koncentrace látky při změně průtoku, a sklonem smyčky.

Velikost a směr hysterezních smyček byly dále doplněny studií Bowes et al. (2005) o konstantu gradientu, která kvantifikuje sklon smyček. Navzdory empirické povaze těchto



parametrů je možné jimi věrně popsat skutečné fyzikální procesy, které vznikají v průběhu srážko-odtokových událostí.

Za další doplňující faktory, které mohou ovlivňovat velikost a směr hysterezních smyček, považují DeBoer a Campbell (1989) a Klein (1984) velikost povodí, množství spadlých srážek a vlhkost půdy.

Jedním z faktorů ovlivňujících hysterezi koncentrace/odtok je podle Butturini et al. (2006) také roční období a způsob vzniku události. Podle Alexandrov et al. (2007) zvýšené průtoky způsobené konvektivními bouřkami přináší vyšší koncentrace prvků, ovšem s nižší mírou závislosti na průtoku, v kontrastu k bouřkám vznikajících na přechodu studené fronty, kde je situace zcela opačná.

Bowes et al. (2005) předpokládá také vliv podmínek předcházejících sledované události na utváření hysterezní smyčky, zejména na sezónní trendy s největšími smyčkami na konci léta po dlouhých suchých periodách. Tyto parametry zahrnuje ve své studii také McClain et al. (2004).

Butturini et al. (2006) za vysvětlující parametry hystereze považují změny koncentrace sledovaného prvku, plochu a směr smyček a dále hydrologické parametry jako je sklon a délka hydrografu, magnituda události a délka období sucha před událostí.

Obdobné parametry zvolil pro hodnocení srážko-odtokových událostí i Bertrand-Krajewski et al. (1998).

Evans a Davies (1998) testovali rovněž hypotézu, že hystereze je výsledkem smíšení vody před bouřkovou událostí a té z průběhu bouřky. Tento postup hodnocení ale Duffy a Cusumano (1998) nebo Joerin et al. (2002) zpochybňují a vyvracejí.

### **3.3. Modelování jakosti vody**

Greene a Cruise (1995) stejně jako Mayer et al. (1993) prokazují, že hydrologické i hydrochemické modely již mnoho let slouží jako účinný nástroj pro plánování hospodaření s vodními zdroji. Kovář (2000) popisuje tyto modely jako zjednodušený kvantitativní vztah mezi vstupními a výstupními parametry určitého systému. Simulace z takovýchto modelů pak slouží především pro posouzení vlivu navržených scénářů ve změně land-use a různých strategií hospodaření s vodou. Singh (1989) považuje modelování hydrologických a hydrochemických vlastností povodí za nezbytné k poznání procesů v povodí. Arnold et al. (1998) doplňuje, že se jedná o nezbytný krok ke zlepšení managementu povodí. Rovněž

Heuvelmans et al. (2005) popisuje modelování jako nejsnazší způsob jak zjistit vliv přírodních faktorů i lidského faktoru na odtok a jakost vody. Singh (1995) však poukazuje na to, že většina modelů jakost vody nezohledňuje, což je pro účely managementu povodí nevyhovující. Jako příklad prvních takovýchto modelů uvádí Arnold et al. (1998) první vytvořený model Stanford Watershed Model popsáný Crawford a Linsley (1966) a dále celou řadu modelů, v nichž jsou popsány hydrologické procesy pomocí diferenciálních rovnic, zjednodušených hydrologických zákonitostí a empirickými algebraickými rovnicemi jako např. modely COSSARR (Rockwood et al., 1972), Sacramento model (Burnash et al., 1973), HEC-1 (Hydrologic Engineering Center, 1981) nebo RORB (Laurenson, Mein, 1983). Z těchto modelů se vyvinuly další skupiny zahrnující například modely skupiny SHE popsané Abbott et al. (1986a) a Abbott et al. (1986b), ARNO (Todini, 1996), TOPMODEL (Beven et al., 1984) nebo IDHM (Beven, Kirkby, 1979), které jsou sice komplexnější, ale jak uvádí Arnold et al. (1998), stále postrádající modelování jakosti vody.

První hydrochemické modely zabývající se nebodovými zdroji znečištění, jak zmiňuje Arnold a Allen (1993), se objevují od začátku 70. let 20. století, jako odezva na zákon USA Clean Water Act z roku 1972, který se zabývá znečištěním vodních zdrojů. Jedním z prvních modelů, které simulují vliv managementu krajiny na nutrienty, sedimenty a pesticidy byl model CREAMS (Knisel, 1980). Od tohoto modelu se odvozuje řada dílčích modulů na prostorové úrovni jednotlivých pozemků, jako byl modul GLEAMS (Leonard et al., 1987) pro modelování vlivu pesticidů na podzemní vody nebo modul EPIC (Williams et al., 1984) zabývající se vlivem eroze na produkci plodin. V současné době je podle Borah a Bera (2003) k dispozici široká škála hydrologických i hydrochemickým modelů, ze které je možné vybrat nejvhodnější simulační nástroj pro konkrétní podmínky.

### **3.3.1. Rozdělení a charakteristika hydrochemických modelů**

Podle Merritt et al. (2003) není možné hydrologické a hydrochemické modely jednoznačně kategorizovat. Je možné je dělit z různých pohledů do několika skupin, a to podle matematického způsobu vyjádření procesů, časového a prostorového rámce řešení, způsobu schematizace plochy a popisovaných dějů.

Podle způsobu matematické formulace procesu lze modely rozdělit do tří základních kategorií:

1. Empirické modely, které vychází ze zjištěných statisticky významných závislostí mezi sledovanými veličinami, které je možné využít pro předpověď výstupních hodnot i v lokalitách s podobnými podmínkami, kde neprobíhá měření. Nejznámějším a zároveň nejrozšířenějším příkladem takového empirického modelu je Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE), popsaná Wishmeier a Smith (1965).
2. Fyzikálně založené modely, které se rozvíjejí společně se zlepšením výpočetní techniky a jejich základem jsou diferenciální rovnice popisující zákonitosti na elementárních plochách. Výhodu těchto modelů spatřuje Janeček et al. (2002) v přesnějším popisu jednotlivých procesů a také jak doplňuje Michael (2001), ve snazší převoditelnosti modelu na jiné území bez potřeby následné recalibrace. Nevýhodou tohoto typu modelů je velká náročnost na vstupní data i na výpočetní kapacitu. Příkladem fyzikálně založeného modelu je např. erozní model SHETRAN popsaný Ewen et al. (2000).
3. Koncepční (konceptuální) modely, které se vyznačují popisem zákonitostí zjednodušenou, neboli koncepční formou, a tedy připouštějí částečné empirické vztahy mezi veličinami, nahrazující komplexní popis modelovaných ploch jak uvádí Daňhelka et al. (2003). Takovéto modely jsou méně náročné na výpočetní techniku a tím umožňují snazší simulace i pro rozsáhlejší plochy. Příkladem rozšířeného koncepčního modelu je např. model SWAT popsaný Arnold et al. (1998) a jeho další modifikace SWIM (Krysanova et al., 2005), nebo model AnnAGNPS popsaná Binger a Theurer (2003).

Podle rozdělení proměnných lze modely rozdělit do dvou kategorií, jak popisuje Wheater (2005):

1. Modely stochastické, které vycházejí z pravděpodobnostního chování hodnocených proměnných.
2. Modely deterministické, u kterých jsou vzájemné vztahy mezi proměnnými vyjádřeny striktně příčinně, tedy deterministicky, a pravděpodobnostní chování veličin není zohledněno.

Další možností dělení modelů je podle Daňhelka et al. (2003) rozdělení podle délky období simulace. Modely podle tohoto parametru rozdělujeme na:

1. Epizodní (událostní) modely, které jsou určeny k vyjádření odtoku nebo odnosu pouze z jedné srážko-odtokové události. Tento typ modelů nebývá náročný na vstupní data, vzhledem k častému zanedbávání některých hydrologických a hydrochemických procesů kvůli krátkému časovému úseku simulace.

2. Kontinuální modely, které se vyznačují dlouhou dobou simulace a jsou tudíž vhodnější pro větší povodí. Výhodou je také lepší podchycení vstupních podmínek lokality.

S délkou simulace souvisí úzce také délka časového kroku modelu, která se pohybuje od řádu hodin u epizodních modelů až měsíce a roky u modelů kontinuálních. Nejčastěji ale, jak popisuje Borah a Bera (2003), je u modelů zachován denní časový krok výpočtu.

Podle prostorového rozložení vstupních a stavových veličin je možné podle Michael (2001) dále modely členit do následujících třech kategorií:

1. Modely celistvé (lumped), kde je celé území považováno za homogenní jednotku a je charakterizované vlastnostmi jednoho bodu.
2. Modely distribuované, kdy je řešené povodí rozděleno do pravidelné sítě s prvky čtvercového nebo trojúhelníkového tvaru, což umožňuje snazší napojení např. na data získaná z GIS a DPZ. Výhodou je zohlednění vzájemné polohy a vzájemných vazeb jednotlivých ploch a jejich vlastností. Nevýhodou ale je velká náročnost na vlastnosti techniky, a proto jsou tyto modely využívány s úspěchem pouze pro menší povodí.
3. Modely semidistribuované, které představují rozumný kompromis mezi předchozími dvěma kategoriemi, kdy je povodí členěno na menší, ale nepravidelné části. Zpravidla se uplatňuje členění podle reliéfu, půdních vlastností a land use.

Posledním zohledňovaným parametrem členění modelů, jak uvádí Dostál (1998) a Langhammer et al. (2003) je dělení podle velikosti řešeného území:

1. Modely na globální úrovni, které řeší území velkých povodí o velikosti v řádech tisíců  $\text{km}^2$ .
2. Modely na regionální úrovni, které řeší středně velká povodí s rozlohou desítek až stovek  $\text{km}^2$ .
3. Modely lokální, které řeší zpravidla malá povodí s rozlohou několika  $\text{km}^2$  nebo i jednotlivé části povodí, jako je např. jeden svah.

Z široké škály hydrologických a hydrochemických modelů patří mezi nejvýznamnější následujících jedenáct modelů používaných pro simulace v rámci povodí.

1. Model AGNPS (Agricultural NonPoint Source pollution model) popsaný Young et al. (1987 a 1989) byl vyvinut v USDA-ARS North Central Soil Conservation Research Laboratory v Minesotě. Jedná se o typický epizodní model, který predikuje jak průtok, tak transport sedimentů, dusíku a fosforu v rámci jedné konkrétní srážkové události. Zvláštností je možnost modelování chemické spotřeby kyslíku. Délka časového kroku odpovídá době trvání srážkové události. Model je plně distribuovaný a území je rozděleno na stejně velké čtvercové buňky. Výpočty odtoku a odnosu sedimentů jsou založeny na číslech odtokových křivek a univerzální rovnici ztráty půdy USLE.

2. Předchozí model AGNPS prošel řadou vylepšení, úprav a revizí a jedním z výsledku je jeho kontinuální verze s názvem AnnAGNPS (Annualized Agricultural NonPoint Source pollution model) popsaný Bingner a Theurer (2001). Jedná se o nástroj pro dlouhodobé simulace průtoku, transportu sedimentů, dusíku, fosforu a pesticidů. Tento model byl vytvořen pro analýzu vlivu nebodových zdrojů znečištění na životní prostředí, a to především v zemědělsky využívaných povodích. Z hlediska časového umožňuje model jak simulaci s denním tak i hodinovým krokem. Model je založen na homogenních krajinných celcích. K modelování průtoku je využita především metoda CN křivek, zatímco pro modelování odnosu je pro sedimenty zahrnuta revidovaná rovnice ztráty půdy RUSLE a pro odnosy nutrientů a pesticidů je potom využita jak databáze půdního pokryvu území tak rozmístění jednotlivých druhů pozemků a jejich management.

3. ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation), který popisuje Beasley et al. (1980), byl vyvinut na Univerzitě Purdue v Indianě. Jedná se o plně distribuovaný model pro simulaci prostorové proměnlivosti odtoku, infiltrace, podpovrchového odtoku a erozních procesů pro časový úsek jedné srážkové epizody. Model má dvě základní komponenty, a to hydrologii a erozní odezvu na srážkový úhrn. Časový krok modelu je nastaven jako konstantní s nastavitelnou absolutní hodnotou času. Prostorové rozdělení modelu je nastaveno jako pravidelná čtvercová mřížka. Simulace průtoku je zabezpečena prostřednictvím rovnic podle Manninga a rovnicí kontinuity a výpočet odnosu sedimentů je zajištěn opět prostřednictvím rovnice USLE podle Wisheiera a Smithe (1965).

4. Podobně jako v případě modelu AGNPS byla i z epizodního modelu ANSWERS vyvinuta jeho kontinuální varianta nazvaná ANSWERS-Continuous. Tato varianta popsaná v práci Bouraoui a Dillaha (1996) a Bouraoui et al. (2002) byla vyvinuta Virginia Polytechnic Institute a State University in Blacksburg ve Virginii. Oproti epizodní verzi

byla rozšířena možnost simulace odnosu, a to o odnos nutrientů na základě původních modelů GLEAMS (Leonard et al., 1987) a EPIC (Williams, 1990). Model je distribuován s rozdělením území do přesných čtvercových buněk s jednotnými hydrologickými charakteristikami. Zvláštností modelu je dvojitý časový krok, a to denní časový krok pro suché dny bez deště a 30 vteřinový časový krok v průběhu srážkových epizod. Rovněž v tomto modelu byly využity Manningovy rovnice a rovnice kontinuity pro simulaci odtokových poměrů a rovnice USLE pro simulaci transportu sedimentů. Modelování odnosu nutrientů je založeno na přesném popisu jednotlivých částí koloběhu dusíku a fosforu.

5. CASC2D (CASCade of planes in 2-Dimensions) je model, který byl původně vytvořen na Colorado State University ve Fort Collins a popsán Julien a Saghafian (1991) a dále upraven na University of Connecticut v Storrs, kde byl uveden Ogden (1998) a později Ogden a Julien (2002). Jedná se o fyzikálně zaměřený epizodní, ale i kontinuální model, který simuluje průtok a odnos sedimentů v rámci dvojdimenzionální nadzemní mřížky a jednodimenzionálních koridorů. Časový krok tohoto modelu je proměnlivý a vždy záleží na uživateli a stabilitě celého modelovaného systému. Odtok je v tomto případě simulován pomocí výpočtu diferenciálních rovnic, zatímco pro výpočet ztrát sedimentů erozí je opět využita rovnice USLE.

6. DWSM (Dynamic Watershed Simulation Model) je semidistribuovaný model, který byl zkonstruován na Illinois State Water Survey (ISWS) jako syntéza předchozích výzkumů různých organizací, jejichž výsledky popisuje např. Borah et al. (1980, 1981, 1999, 2000, 2002). Model simuluje distribuované proudění povrchové a podpovrchové vody při bouřkách, postup povodňových vln, erozní procesy, transport sedimentů a chemických sloučenin spojených se zemědělskou činností, a to v zemědělských povodích v průběhu jediné srážkové epizody. Časový krok modelu je opět možné individuálně nastavit na jakoukoliv délku, ale po nastavení se stává konstantním pro celé období simulace. Distribuce dat v rámci sledované lokality je umožněna prostřednictvím segmentů na základě přirozených topografických hranic. Výpočet průtokových charakteristik je založen buď na jednodušší variantě CN křivek nebo na základě řešení rovnic popisujících proudění vody. Výpočet odnosu látek probíhá prostřednictvím upravené rovnice kontinuity.

7. HSPF (Hydrological Simulation Program – Fortran), byl vytvořen skupinou konzultantů sdruženou v U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (Johanson et al.,

1980). Jedná se o kontinuální model pro simulaci časové řady kvantitativních i kvalitativních vlastností vody v jakémkoliv bodě v rámci povodí. Ve skutečnosti je model HSPF pouze rozšířením předchozích existujících modelů Stanford Watershed Model SWM (Crawford, Linsley, 1966), Hydrologic Simulation Program HSP (Hydrocomp, 1977), Agricultural Runoff Management ARM (Donigian, Davis, 1978) a Nonpoint Source Runoff NSR (Donigian, Crawford, 1979). Model je určen pro simulaci dlouhodobého managementu živin a pesticidů v povodí s konstantním většinou hodinovým časovým krokem. Plocha povodí je rozdělena na nepravidelné oblasti, s rozlišením zpevněných a nezpevněných ploch, vodních toků a nádrží. Výpočty hydrologických charakteristik jsou založeny na empirické Chezy-Manningově rovnici. Výpočet transportu látek je založen na empirických rovnicích zahrnujících především rychlost proudění. Tento model byl následně začleněn jako nonpoint-source modul do modelu BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources), popsany Lahlou et al. (1998).

8. KINEROS (KINematic runoff and EROSion model) popsany v práci Woolhiser et al. (1990) a Smith et al. (1995) je distribuovaný model vyvinutý v průběhu 60. až 80. let 20. století USDA-ARS ve Fort Collins v Coloradu pro simulaci srážko-odtokových vztahů a erozního transportu sedimentů v průběhu jedné srážko-odtokové epizody. Časový krok modelu je variabilní v rámci jedné události a povodí je pro účely modelování rozděleno na odtokové plochy a kanály. Hydrologický modul je založen na řešení empirických rovnic zohledňujících kinetiku vody a transportní modul je odvozen od rychlosti pohybu půdních částic.

9. MIKE SHE popsany Refsgaardem a Stormem (1995), založený na konceptu SHE – European Hydrologic System (Abbott et al., 1986a, 1986b), je distribuovaný fyzikálně založený model simulující proudění vody, transport sedimentů a parametry jakosti vody, a to na podkladě dvojdimenzionálního pravoúhlého gridu a jednodimenzionálních drah. Tento kombinovaný epizodní i kontinuální model byl vyvinut ve spolupráci tří organizací, a to U.K. Institute of Hydrology, the French consulting firm SOGREAH a Danish Hydraulic Institute DHI.

10. PRMS (Precipitation-Runoff Modeling System) popsany Leavesley et al. (1983) byl vyvinut v USGS v Lakewood, Colorado, jako modulární distribuovaný fyzikálně založený simulační program. Modeluje vliv různých kombinací srážek, klimatických charakteristik a land use na odezvu povodí. Reakce povodí na běžné i extrémní srážky nebo tání sněhu je pozorována prostřednictvím simulace odtokových charakteristik, popisu

povodňových vln, vlhkostních charakteristik půdy, podzemního odtoku a odnosu sedimentů. Model PRMS má rovněž obě časové varianty a to jak epizodní modul, tak modul pro kontinuální simulace. Kontinuální varianta modelu však obsahuje pouze hydrologické charakteristiky, na rozdíl od epizodní verze, kde jsou tyto charakteristiky doplněny o sledování odnosu sedimentů.

11. SWAT (Soil and Water Assessment Tool), který popsal Arnold et al. (1998) a Neitsch et al. (2005), byl vyvinut v USDA-ARS v Temple v Texasu. Tento kontinuální semidistribovaný model s denním časovým krokem byl vytvořen jako podpora managerů povodí pro odhad a posouzení vlivu managementu povodí na vodu, sedimenty a chemické látky v lokalitách s většími výměrami. Simulace hydrologických charakteristik modelu SWAT je založena především na metodě CN křivek, zatímco modelování odnosu sedimentů je umožněno prostřednictvím modifikované rovnice Wisheiera a Smithe MUSLE. Pro modelování odnosu nutrientů jsou rovněž v programu zahrnuty empirické rovnice.

Borah a Bera (2003) uvádí, že výběr nejvhodnějšího modelu pro účely řešení konkrétního úkolu práce spočívá v zhodnocení několika základních faktorů. Mezi tyto faktory lze zahrnout v první řadě účel využití modelu resp. stanovení základní problematiky, která má být modelem řešena. Jak doplňuje Singh (1989) dalším nezbytným krokem k správně volbě použitého modelu je zhodnocení velikosti povodí, prostorového a časového rámce požadované simulace. V neposlední řadě zdůrazňuje Singh (1995) nutnost zohlednění požadované přesnosti modelu, dostupnosti jednotlivých typů modelů, hardwarového vybavení a rovněž zkušeností samotného uživatele. Borah a Bera (2003) považují za vhodné zhodnotit také silné a slabé stránky zvoleného modelu a případnou možnost jeho úpravy či vylepšení.

Z jedenácti výše popsaných modelů splňují požadavky kontinuálního modelu simulujícího vedle hydrologie také transport sedimentů a nutrientů pouze čtyři, a to modely AnnAGNPS, HSPF, MIKE SHE a SWAT.

Z těchto čtyř modelů byl pro následnou aplikaci v zájmovém území zvolen model SWAT. Důvodem pro vyřazení ostatních tří modelů byla u modelu AnnAGNPS jeho popisovaná možná nespolehlivost, u modelu HSPF jeho zaměření na simulaci povodí s kombinovaným zemědělským a urbánním využitím a u modelu MIKE SHE jeho značná náročnost na vstupní podkladová data pro simulaci odnosu látek.



### 3.3.2. Popis modelu SWAT

Model Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Obr. 2.) byl vytvořen Jeffem Arnoldem na základě dlouholeté výzkumné činnosti skupiny vědců z US Department of Agriculture – Agricultural Research Service (USDA-ARS) (Neitsch et al., 2009).

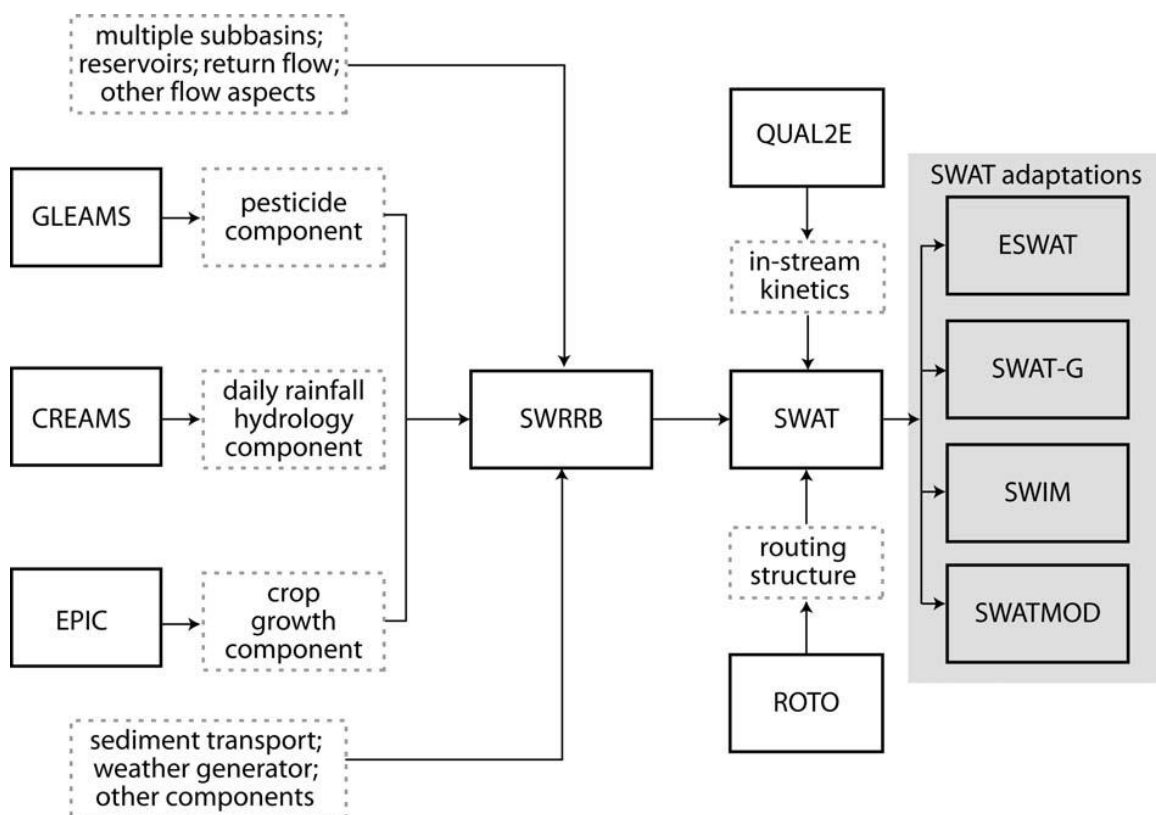
SWAT je kontinuální model v měřítku povodí, který ve své základní verzi pracuje s denním časovým krokem a je vytvořen pro predikci vlivu managementu na hydrologii, sedimenty a chemických látek spojených se zemědělskou činností. Model je fyzikálně založený a je určen pro práci s dlouhými kontinuálními časovými řadami sledování. Hlavní komponenty modelu zahrnují počasí, hydrologii, pedologii, růst rostlin, nutrienty, pesticidy a krajinný management (Gassman et al., 2007a).

Model SWAT se ukázal jako efektivní nástroj pro posuzování vydatnosti a jakosti vodních zdrojů a problémů s nebodovými zdroji znečištění v měřítku ucelených povodích v přírodních podmínkách celého světa (Arnold et al., 1998); (Arnold, Fohrer, 2005).

Vývoj modelu SWAT sahá 30 let zpátky k původnímu modelu CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) vytvořenému společností USDA-ARS (Knisel, 1980), modelu GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) (Leonard et al., 1987), a modelu EPIC (Environmental Impact Policy Climate) (Gassman et al., 2005); (Izaurrealde et al., 2006); (Williams, 1990). SWAT model je přímým nástupcem modelu SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins), který byl vytvořen pro simulaci vlivu managementu na vodu a pohyb sedimentů pro zemědělská povodí napříč USA (Williams et al., 1985); (Arnold, Williams, 1987).

Vývoj modelu SWRRB započal na začátku let 1980 úpravou modelu CREAMS aplikovaného pro srážky a hydrologii v denním kroku. Hlavní změnou bylo posílení výpočtů spojených s povrchovým odtokem a rozšíření až na 10 subpovodí oproti dřívějšímu jednomu. Další změnou bylo zahrnutí metod pro výpočty kulminačních průtoků, a jiných komponent: např. proudění podzemní vody (Arnold, Allen, 1993), vliv vodních nádrží, sub-model pro růst rostlin (původně obsažený v modelu EPIC), generátor počasí a sub-modely pro transport sedimentů. Následující změna modelu SWRRB proběhla na konci let 1980 zahrnutím komponenty pro pesticidy z modelu GLEAMS (Gassman et al., 2007a).

V letech 1990 byl vyvinut model ROTO (Routing Outputs to Outlet) původně pro posouzení vlivu hospodaření s vodou na dolním toku řeky v Indiánských rezervacích v Arizoně a Novém Mexiku, které se rozprostírají na ploše několika tisíc km<sup>2</sup> (Arnold et al., 1995). Analýza byla prováděna propojením výsledků několika běhů původního modelu SWRRB s nově vytvořeným modelem ROTO. Vzhledem k časové a technické náročnosti takového procesu byly oba softwary propojeny do první verze modelu SWAT. Takto vzniklý software zachovává všechny výhody obou modelů při současném zachování možnosti simulovat mnoho sub-povodí i ve velmi extenzivně využívaných oblastech (Gassman et al., 2007a).



Obr. 2. Schéma historického vývoje modelu SWAT, včetně následných modifikací (Gassman et al., 2002)

Model SWAT prodělal ve svém vývoji mnoho významných změn, které se odrazily ve verzích modelu SWAT 94.2, 96.2, 98.1, 99.2, 2000 a 2005 popsaných Arnoldem a Fohrerem (2005) nebo Neitschem et al. (2005). Tento vývoji obsahuje také zahrnutí kinetiky v korytě vodních toků z modelu QUAL2E (Brown, Barnwell, 1987) do posledních zmíněných verzí modelu SWAT.

Za velkou výhodou modelu SWAT považuje Gassman et al. (2007b) jeho otevřenost k dalšímu vývoji nebo úpravám. V současné době patří mezi nejvýznamnější modifikace modelu SWAT následující čtyři úpravy:

ESWAT (Extended SWAT), vyvinutý van Griensven a Bauwens (2003). Jeho vylepšení spočívá především v méně jak denním časovém kroku, který je individuálně nastavitelný uživatelem. Tato modifikace však není kompatibilní se současnou verzí modelu SWAT 2005. Některá z vylepšení navržených van Griensven a Bauwens (2005), jako např. víceprostorové a víceparametrální kalibrační moduly však již byla zahrnuta do běžně používané verze modelu SWAT.

SWAT-G, byl původně založen Lenhart et al. (2002) na vylepšení zadávání dat o průsaku, hydraulické vodivosti a proudění pro přesnější simulaci průtoků pro podmínky nižších horských částí Německa (G – Germany) ve verzi SWAT 99.2. Následně Lenhart et al. (2005) provedli v tomto modulu rovněž vylepšení výpočtu erozního smyvu.

SWIM, vytvořený Krysanova et al. (2005), je primárně založený na hydrologické části modelu SWAT a cyklech živin modelu MATSALU. Model SWIM je určený pro velká povodí o velikosti 100 – 100 000 km<sup>2</sup>. Vylepšení spočívá v zahrnutí submodelu pro dynamiku podzemní vody vyvinutého Hatterman et al. (2006), vylepšení schopnosti modelovat lesní povodí, mokřadní a pobřežní zóny.

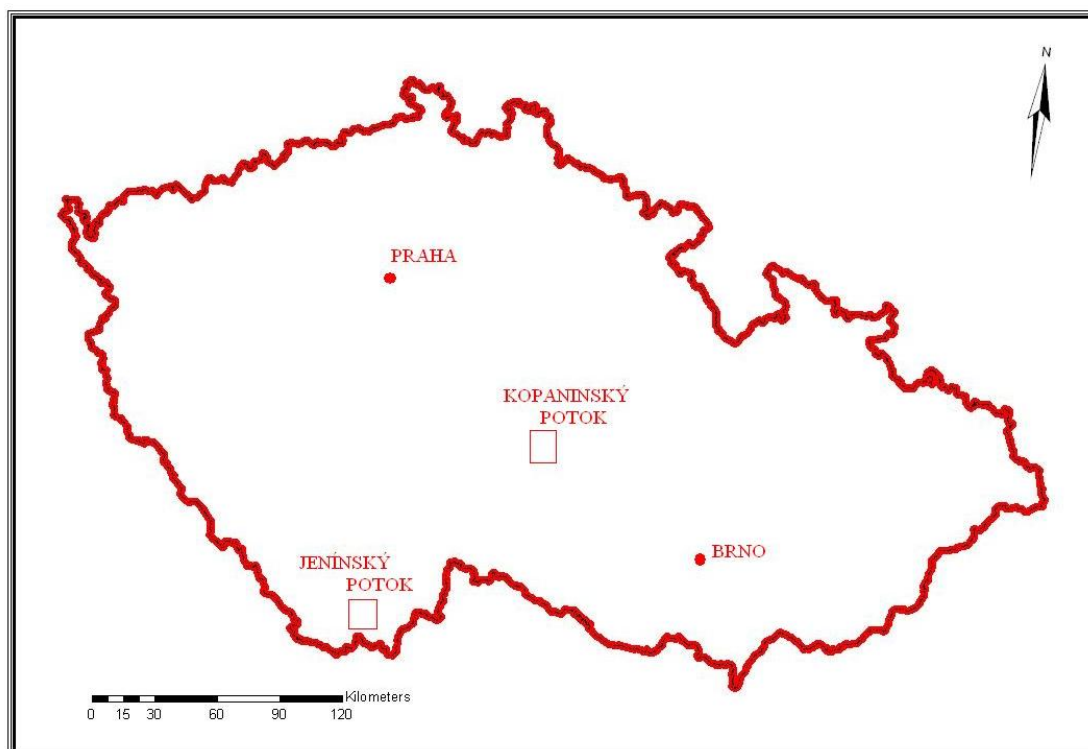
SWATMODE model, popsany Sophocleus et al. (1999), je kombinace rozhraní SWAT a MODFLOW určeného primárně pro simulaci proudění podzemní vody.

Detailní popis funkce modelu SWAT a nároků na datové vstupy jsou uvedeny v kapitole „Metodika“.

## 4. MATERIÁL A METODY

### 4.1. MATERIÁL

Všechny aktivity spojené s vypracováním disertační práce byly zaměřeny na dvě lokality, a to povodí Jenínského potoka a Kopaninského potoka. Lokalizace obou povodí v rámci České republiky je uvedena v Obr. 3.



Obr. 3. Lokalizace studovaných povodí Jenínského potoka a Kopaninského potoka v rámci České republiky

#### 4.1.1. Jenínský potok

Povodí Jenínského potoka (č.h.p. 1-06-01-138) o výměře 4,6 km<sup>2</sup>, leží v katastrálním území obce Jenín a Horní Kaliště. Náleží do správního území obce Dolní Dvořiště, které se nachází v jihovýchodní části okresu Český Krumlov, při hranicích s Rakouskem. Je vymezeno rozvodnicí Jenínského potoka, pravostranného přítoku Rybnického potoka. Povodí je pravidelně monitorováno od 80. let 20. století pracovníky Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Řešené území leží v nadmořské výšce 637 – 870 m n. m. s nejvyšším vrcholem povodí Žibřidovský vrch s nadmořskou výškou 870 m n. m., který se nalézá v nejsevernější části povodí.

Zájmové území náleží podle geomorfologického členění Demek (1965) do provincie Česká Vysočina, subprovincie Šumavská soustava, oblasti Šumavská hornatina, celku Šumavské podhůří, podcelku Českokrumlovská vrchovina, okrsku Rožmberská vrchovina.

Skalní podklad tvoří zhruba v hranicích Šumavského podhůří odděleného zlomovým pásmem od Kaplické brázdy biotiticko – muskovitické svorové ruly a svory moldanubika s vložkami kvarcitů a kvarcitických rul. Podklad zbylé části území je tvořen převážně vyvřelinami moldanubického plutonu, především biotitickým granodioritem a křemenným dioritem. K nejrozšířenějším typům migmatitu náleží porfyrický granodiorit weinsberského typu a dále biotitický a křemenný diorit (zčásti porfyrický) freistadtského typu. Čtvrtohorní pokryv tvoří v bezprostředním okolí vodních toků delubiofluviální, převážně písčitohlinité až hlinitopísčité sedimenty, v jejich širším okolí pak nacházíme deluviální a soliflukční sedimenty (Svoboda, 1964).

Na povodí Jenínského potoka jsou zastoupeny podle mapy klasifikace půd BPEJ následující hlavní půdní jednotky:

HPJ 34 – kambizemě dystrické (KAd) z lehčích magmatických a metamorfovaných hornin. Jedná se o nejrozšířenější půdní typ na povodí Jenínského potoka s výměrou 2,36 km<sup>2</sup>.

HPJ 37 – rankery modální a kambické (RNm-k) až kambizemě rankerové (KAs) z bazálních a mělkých hlavních souvrství různých hornin poskytujících lehké zvětraliny. Tento půdní typ zaujímá na povodí Jenínského potoka výměru 0,27 km<sup>2</sup>.

HPJ 40 – kambizemě (KA), rendziny (RZ), pararendziny (PR) a rankery (RN), v některých případech i erozní regozemě (RG) z různých substrátů – lehčích a středně těžkých v silně svažitéch územích. Všechny tyto půdní typy jsou v rámci studovaného povodí zastoupeny jen v malé míře (celková výměra 95,5 m<sup>2</sup>).

HPJ 50 – kambizemě oglejené (KA<sub>g</sub>) až pseudogleje modální (PG<sub>m</sub>) z magmatických a metamorfovaných hornin, v různém stupni skeletovité. Tyto půdy jsou v celém povodí zastoupeny na 0,78 km<sup>2</sup>.

HPJ 73 – katény kambizemí oglejených (KAg), pseudoglejů (PG) až glejů (GL) – včetně hydroeluviovaných (PGw, GLw) pod svahovými prameništi s povrchovými vrstvami s dobrou hydraulickou vodivostí. Jedná se o málo zastoupené půdní typy s celkovou výměrou pouze 0,27 km<sup>2</sup>.

HPJ 75 – katény dolních částí svahů s postupnými přechody od KAg k PG až GL, na výměře 0,06 km<sup>2</sup>.

Řešené území leží podle Quitt (1971) v klimatické oblasti MT3. Klima mírně teplého okrsku MT3 je charakterizováno krátkým létem (20 – 30 letních dnů), mírným až mírně chladným (průměrná červencová teplota 16 – 17°C), suchým až mírně suchým (úhrn srážek ve vegetačním období 350 – 450 mm). Mírné jaro i podzim (duben i říjen 6 až 7°C). Zima je normálně dlouhá (40 – 50 ledových dnů, 130 – 160 mrazových dnů), mírná až mírně chladná (leden -3 až -4°C), suchá až mírně suchá (suma srážek mimo vegetační období 250 až 300 mm). Sněhová pokrývka trvá normálně dlouho až krátce (60 – 100 dní).

Převážná část vodoteče je neupravená, vede údolím, které je většinou doprovázeno stromovou a keřovou zelení. Tato niva se většinou nesklízí, vzhledem k vysoké hladině podzemní vody. Travní porost tvoří většinou mokřadní byliny a dřeviny.

Dnes je v povodí jediným hospodařícím subjektem společnost ZEMAV Rybník s.r.o., se sídlem v Dolním Dvořišti. V povodí se nachází ještě stádo několika kusů koní a krav, které nejsou ve vlastnictví společnosti ZEMAV Rybník s.r.o., ale ve vlastnictví soukromé osoby.

Zemědělská činnost se omezuje na extenzivní chov skotu bez tržní produkce mléka. V celém povodí je na pastvinách o rozloze 249 ha chováno přibližně 376 krav a 198 telat masných plemen skotu Aberdeen Angus, Masný Simentál a Charolais. Stáda jsou na pastvinách přibližně od 1.5 do 1. 11., přes zimu ustájená. Prakticky celé období pastvy je stádo na jedné pastvině, maximálně se pastvina příčně přehradí a zamezí se tak vstup do jednotlivých částí, podle potřeby.

Povodí Jenínského potoka v základní mapě v měřítku 1:10 000 je uvedena v příloze jako Obr. 4.

#### 4.1.2. Kopaninský potok

Území Kopaninského potoka (č.h.p. 1-09-02-031) o rozloze 9,178 km<sup>2</sup> se nachází v kraji Vysočina v okrese Pelhřimov v katastrálních územích obcí Chvojnov, Kletečná u Humpolce, Onšovice u Dehtářů, Velký Rybník u Humpolce a Žírov. Je vymezeno rozvodnicí povodí Kopaninského potoka, který je levostranným přítokem Jankovského potoka. Povodí leží severovýchodně od Pelhřimova ve výšce tvořené silnicemi I. třídy č. 34. a č. 19. Povodí je monitorováno Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půd, v.v.i. od roku 1985.

Území leží v nadmořské výšce 467 – 624 m n. m. s nejvyšším vrcholem povodí Pavlíčkův kopec s nadmořskou výškou 624 m n. m., který se nalézá v jihozápadní části povodí.

Zájmové území náleží podle geomorfologického členění Demek (1965) do provincie Česká Vysočina, subprovincie Česko-moravská soustava, oblasti Českomoravská vrchovina, celku Křemešnická vrchovina, podcelku Želivská pahorkatina, okrsku Hořepnická pahorkatina. Hořepnická pahorkatina je plochou pahorkatinou se zarovnaným povrchem rozřezaným neckovitými údolími vodních toků tvořená rulami a křemenci s vystupujícími křemencovými suky. Území náleží k erozně denudačnímu typu reliéfu.

Skalní podklad tvoří biotiticko – muskovitické svorové ruly a svory moldanubika s vložkami kvarcitů a kvarcitických rul. Podklad zbylé části území je tvořen převážně vyvřelinami moldanubického plutonu, především biotitickým granodioritem a křemenným dioritem s občasným výskytem granitu. Menší část území je tvořena horninami pestré série moldanubika zejména pak svorovými rulami, pararulami až migmatity s vložkami vápenců, erlanů, kvarcitů, grafitu a amfibolitu (Svoboda, 1964).

Na povodí Kopaninského potoka jsou zastoupeny podle mapy klasifikace půd BPEJ následující hlavní půdní jednotky:

HPJ 29 – kambizemě modální eu- až mesobazické (KAme' - KAma') z půdotvorných substrátů magmatických hornin kyselých až neutrálních poskytujících lehčí zvětralinu. Jedná se o nejrozšířenější půdní typ na povodí Kopaninského potoka, kde zaujímá výměru 4,4 km<sup>2</sup>.

HPJ 37 – rankery modální a kambické (RNm-k) až kambizemě rankerové (KAs) z bazálních a mělkých hlavních souvrství různých hornin poskytujících lehké zvětraliny. Tento půdní typ je na povodí Kopaninského potoka zastoupen výměrou 0,02 km<sup>2</sup>.

HPJ 50 – kambizemě oglejené (KA<sub>g</sub>) až pseudogleje modální (PG<sub>m</sub>) z magmatických a metamorfovaných hornin, v různém stupni skeletovité. Tyto půdy se nachází na celkové výměře 0,64 km<sup>2</sup>.

HPJ 67 – gleje modální (GL<sub>m</sub>) z různých substrátů, v rovinných podmínkách jsou nejmenší zastoupenou půdní jednotkou s celkovou výměrou 0,13 km<sup>2</sup>.

HPJ 73 – katény kambizemí oglejených (KA<sub>g</sub>), pseudoglejů (PG) až glejů (GL) – včetně hydroeluviovaných (PG<sub>w</sub>, GL<sub>w</sub>) pod svahovými prameništi s povrchovými vrstvami s dobrou hydraulickou vodivostí se nachází na 0,86 km<sup>2</sup> plochy povodí.

Povodí Kopaninského potoka je podle klimatického členění Quitt (1971) zařazeno do klimatické oblasti mírně teplé MT 5, kterou charakterizuje normální až krátké léto, mírné až mírně chladné, suché až mírně suché, přechodné období normální až dlouhé, s mírným jarem a podzimem, zima je normálně dlouhá, mírně chladná, suchá až mírně suchá s normální až krátkou sněhovou pokrývkou. Srážkový úhrn ve vegetačním období se pohybuje od 350 do 450 mm, v zimních měsících od 250 do 300 mm. Počet letních dní je v zájmovém území 30-40, počet dní se sněhovou pokrývkou 60-100.

Povodí Kopaninského potoka je podle Olmer a Kessl (1990) součástí hydrogeologického rajónu 652 - Krystalinikum v povodí Sázavy zahrnující povodí Želivky a povodí Sázavy po Zruč nad Sázavou. Horniny krystalinika mají puklinovou propustnost, která v dosahu zvětrávacích procesů závisí hlavně na charakteru zvětralin.

Na povodí Kopaninského toku hospodaří více soukromých subjektů i zemědělské družstvo. Zemědělská oblast reprezentuje výrobní typ bramborářsko-žitný. Většina zemědělské výroby je orientována na tradiční způsob rostlinné výroby s aplikací tradičních agrotechnických postupů. Zemědělská produkce je zaměřena především na pěstování brambor a dále jako doplňkové plodiny se využívají obilniny – zejména ozimá a jarní pšenice, jarní ječmen a řepka olejná. Některé plochy jsou zařazeny do osevního postupu jako plochy pro pěstování pícnin, z nichž dominantní postavení zaujímá jetel a jetelotravní směsi. Na rozdíl od povodí Jenínského potoka není zemědělská činnost na tomto povodí výrazněji orientována na živočišnou výrobu.



### 4.1.3. Popis odběrných profilů

Na povodí Jenínského potoka byly pro vyhodnocení srážko-odtokových událostí monitorovány dva odběrné profily označené J1 a J2.

Odběrný profil značený J1 je trubní výúst' sporadické drenážní skupiny odvodňující pastviny do toku Jenínského toku. Velikost mikropovodí pro tento drenážní systém má rozlohu 46,8 ha. Uzávěrový profil tohoto mikropovodí je osazen Thomsonovým přepadem s pravoúhlým výřezem a je vybaven ultrazvukovou sondou pro kontinuální měření a záznam průtoků a výšek hladin. Dále je potom povodí vybaveno automatickým člunkovým srážkoměrem.

Odběrný profil značený J2 je trubní výúst' systematické drenážní skupiny odvodňující pastviny do toku Jenínského toku. Velikost mikropovodí pro tento drenážní systém má rozlohu 55,21 ha. Uzávěrový profil tohoto mikropovodí je rovněž osazen Thomsonovým přepadem s pravoúhlým výřezem a je vybaven ultrazvukovou sondou pro kontinuální měření a záznam průtoků a výšek hladin. Tato sestava je doplněna kontinuálním vzorkovačem ISCO 6712 pro automatický odběr vzorků vody v průběhu srážko-odtokových událostí a také automatickou meteorologickou stanicí.

Na povodí Kopaninského potoka byl pro vyhodnocení srážko-odtokových událostí zvolen odběrný profil označený P23. Pro výstavbu a následné využití modelu SWAT byl použit uzávěrový profil celého povodí Kopaninského potoka označený T7U. Popis plochy povodí odpovídající tomuto profilu je tedy shodný s popisem povodí Kopaninského potoka.

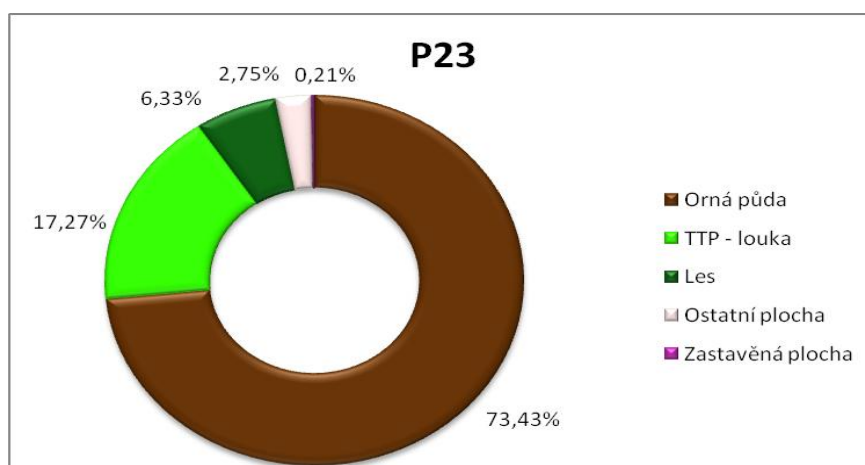
Odběrný profil označený P23 je propustek pod silnicí tvořící uzávěrový profil celého mikropovodí. Do tohoto propustku je sveden příkop kolem komunikace a dále pak vody stékající z plochy zemědělské půdy. Rozloha celého mikropovodí je 46,6 ha. Toto mikropovodí je rovněž osazeno ultrazvukovou sondou pro kontinuální snímání průtoků a výšek hladin a automatickým kontinuálním vzorkovačem ISCO 6712.

Povodí Kopaninského potoka v základní mapě v měřítku 1:10 000 je uvedena v příloze jako Obr. 5.

#### 4.1.4. Vyhodnocení land use a struktury krajiny na sledovaných mikropovodích

Plocha mikropovodí odpovídající závěrovému profilu P23 na povodí Kopaninského potoka je převážně (75%) vedena jako zemědělský půdní fond a je využívána jako orná půda. Tyto plochy slouží především k tradiční rostlinné výrobě, a to k pěstování plodin jakými jsou například brambory a různé druhy obilovin (pšenice, ječmen a řepka). Značně problematické je umístění těchto pozemků na poměrně velmi sklonitých částech terénu, což velmi často vede ke vzniku vodní eroze. Tento trend je dále podpořen faktem, že některá pole jsou obdělávána v rozporu se zásadami správné agrotechniky, a to po spádnici namísto vrstevnicového obdělávání. Nejintenzivněji se tento způsob obdělávání projevuje u pěstování brambor a obecně všech širokořádkových plodin, což vede nejen k znásobení již zmíněné vodní eroze, ale i k hospodářským škodám na pěstovaných plodinách. Minoritní část povodí (17,27%) je reprezentována trvalými travními porosty. Jedná se zejména o plochy, které jsou sečeny pro pícinářské účely a o plochy, které mají sníženou hodnotu právě v důsledku vodní eroze.

Velmi nízké procento plochy (6,33%) je reprezentováno lesy, které mají převážně přirozenou druhovou skladbu. V ploše povodí je zastoupena i zástavba (cca 1%), která však ve srovnání s vlivem zemědělského půdního fondu nemá pro jakost vody velký význam.

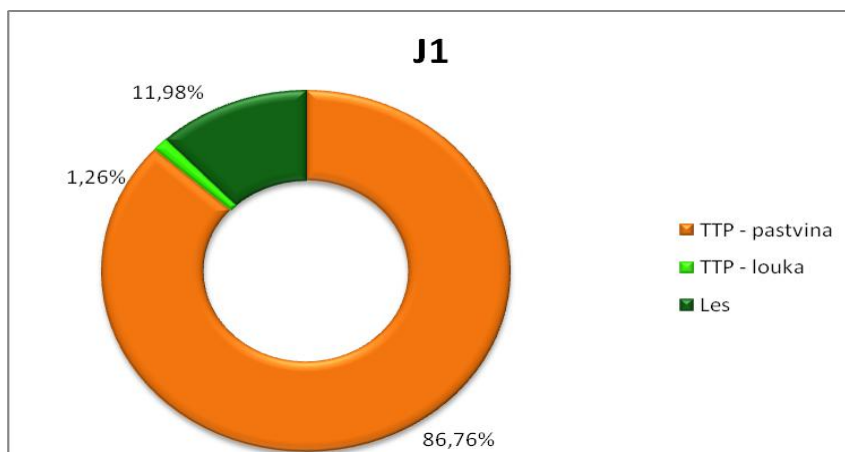


Graf 1. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na mikropovodí P23 (Kopaninský potok)

Z výsledků průzkumu land use (Graf 1.) vyplývá, že podle všech kritérií pro určení prvků krajinné struktury stanovených Formanem a Godronem (1986), lze jako krajinnou

matrici označit jednoznačně ornou půdu, která zaujímá v povodí největší procento výměry, ale je zároveň i nejspojitějším částí území. Ostatní typy land use jako jsou trvalé travní porosty a lesní pozemky, jsou zastoupeny v podobě enkláv většinou v okrajových částech povodí. Jedinou výjimkou je jedna větší ploška tvořená dvěma propojenými remízky a plochou sečeného travního porostu uprostřed povodí. Tato plocha tvoří přirozenou hranici mezi dvěma zemědělsky využívanými plochami, aniž by výrazněji přispívala k omezení povrchového odtoku vody a s tím spojeným odnosem nutrietů.

Na ploše mikropovodí, které je vymezeno pro odběrný profil J1 na povodí Jenínského potoka, zcela převládá zemědělský půdní fond (86,76%). V tomto případě, na rozdíl od předešlého profilu P23 lokalizovaného na Českomoravské vrchovině, se jedná o způsob využívání plochy pro živočišnou zemědělskou výrobu. Prakticky všechny takto vymezené plochy slouží jako pastviny. V tomto pastevním areálu se jedná výlučně o pastevní extenzivní chov skotu bez tržní produkce mléka. Více jak polovina této plochy je odvodněna sporadickou drenáží, která stále téměř plnohodnotně plní svoji funkci. Pouze malá část tohoto mikropovodí je vedena jako trvalý travní porost – 1,26%. Uvedené procento je ve skutečnosti reprezentováno nepasenými částmi luk, zejména na mezích, které mají souvislost s historickým osídlením zájmové lokality (především osada Babín), a dále částmi neobdělávaných lokalit (postagrární lada). Necelých 12% plochy povodí J1 je pokryto lesem. Jedná se o část rozsáhlého lesního komplexu v infiltračních oblastech svahů – na rozvodnici, a dále o roztroušené lesní enklávy v rámci pastvin, které mají stejně jako zatravněné meze souvislost s dřívějším osídlením oblasti. Lesní komplexy, které jsou vedeny jako hospodářské lesy jsou tvořeny především smrkovou monokulturou, ve které je možné nalézt nepatrnou příměs dalších lesních dřevin jako jsou borovice, ale ojediněle i duby letní, buky a jeřáby. Naproti tomu lesní enklávy na pastvinách jsou tvořeny především ovocnými druhy dřevin a nálety břízy bílé. Velmi nepatrná část lokality – necelá setina procenta – je tvořena zastavěnými plochami, které svým charakterem odpovídají venkovskému typu bydlení.

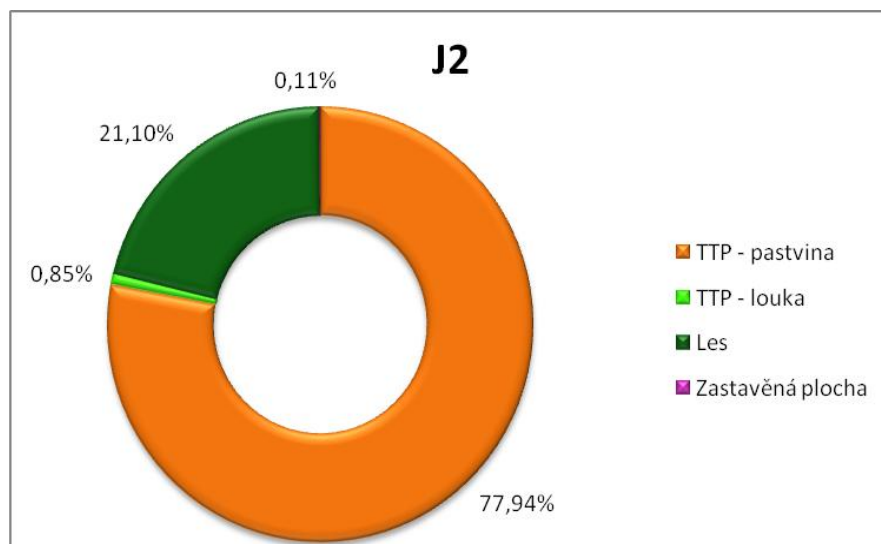


Graf 2. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na mikropovodí J1 (Jenínský potok)

V případě tohoto povodí (Graf 2.) je jako krajinná matrice označen trvalý travní porost. Jediné dvě enklávy jsou remízky lokalizované v nejvyšších částech povodí na rozvodnici. Žádné koridory se v tomto povodí nevyskytují.

Lokalita J2 nacházející se rovněž na povodí Jenínského potoka je, stejně jako sousední lokalita J1, tvořena především zemědělským půdním fondem ve formě pastvin. Charakteristika této plochy se prakticky shoduje s charakteristikou mikropovodí J1, která je uvedena výše. Je nezbytné z důvodu objektivit konstatovat, že přes výraznou podobnost sledovaných lokalit se obě plochy v některých detailech výrazně liší.

Za největší odlišnost obou lokalit lze patrně považovat charakter pastevního areálu zaujímající v tomto mikropovodí téměř 78%. Důvodem je umístění funkčních míst pastviny, jako je krmiště, ložiště či napájecí místo. Další dílčí odlišností oproti lokalitě J1 je charakter zastavěných ploch. Zatímco v předešlém případě byla zastavěná plocha umístěna pouze na okraji lokality a nepředstavovala ani setinu procenta plochy mikropovodí, v této lokalitě se jedná o 0,11% plochy. Zástavba je zde charakteru rekreačního objektu, který je umístěn ve zdrojové oblasti lokality J2. Problémem je především odkanalizování tohoto objektu, vzhledem k tomu, že nakládání s odpady je řešeno formou septiku, který však podle získaných informací nebyl již přinejmenším 15 let vyvážen. Lze se tedy oprávněně domnívat, že odpadní vody z tohoto objektu jsou společně s drenážními vodami odnášeny do vodotečí, což dokumentuje i rostlinný pokryv okolí ve směru hydrologického spádu (kopřiva dvoudomá, šťovík tupolistý apod.).



Graf 3. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na mikropovodí J2 (Jenínský potok)

Rovněž v mikropovodí J2 (Graf 3.) je jako krajinná matrice označen trvalý travní porost. V tomto území jsou ve větší míře zastoupeny lesní enklávy, které pokrývají opět nejvyšší partie povodí. V tomto povodí se nachází smíšená lesní enkláva s koridorem ve střední části lokality, ve které se rovněž nachází již zmíněný rekreační objekt. Lesní enkláva má nesporně pozitivní vliv na množství odtékající vody z povodí, ale zároveň i nezanedbatelný negativní vliv na koncentraci dusíkatých a fosforečných sloučenin v uzávěrovém profilu povodí.

## 4.2. METODY

Disertační práce byla rozdělena na dvě dílčí etapy – experimentální část a modelovou část.

Experimentální část práce byla zaměřena na vyhodnocení datových řad průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů, amonných kationtů a fosforečnanových aniontů v průběhu extrémních srážko-odtokových událostí na povodí Jenínského a Kopaninského potoka. Takto vyhodnocená data byla následně použita pro analýzu vlivu rozmístění krajinných složek, respektive kultur na parametry popisující kvantitu a kvalitu vody při extrémních srážko-odtokových událostech.

Část disertační práce zaměřená na modelování zahrnuje výstavbu, kalibraci a ověření hydrologického a hydrochemického modelu SWAT, který byl zvolen jako nejvhodnější alternativa modelování kvantitu a kvalitu vody pro uzávěrový profil Kopaninského potoka označený T7U. Následně bylo ověřeno několik alternativních

scénářů rozmístění krajinných struktur v rámci povodí a jejich vlivu na odtok a jakost vody na uzávěrovém profilu povodí.

#### **4.2.1. Experimentální část**

##### **4.2.1.1. Monitoring průtoků a jakosti vody**

Průtoky byly měřeny na všech zvolených profilech ultrazvukovými měřiči výšky vodní hladiny (US1200) doplněnými záznamovými jednotkami (M4016) od firmy Fiedler-Magr. Hodnoty průtoků a výšek hladin jsou zaznamenávány dataloggery za normálních odtokových podmínek v desetiminutovém intervalu a v průběhu extrémních srážko-odtokových událostí s minutovým časovým krokem.

K vyhodnocení naměřených dat byl využit software MOST, rovněž vyvinutý firmou Fiedler-Magr, který především sloužil k očištění dat od chyb způsobených zanesením odběrného profilu nečistotami (větve, listy, vegetace ...), výpadky napájení čidel nebo záznamové jednotky, nepříznivými klimatickými podmínkami atd.

V průběhu roku je na jednotlivých profilech prováděn diskrétní monitoring jakosti vody, a to v měsíčních intervalech. Tyto odběry jsou doplněny kontinuálním monitoringem jakosti vody v průběhu extrémních srážko-odtokových událostí, kdy se časový krok odběru pohybuje v závislosti na době trvání události v řádu hodin. Toto vzorkování je nyní na všech odběrných profilech zajištěno prostřednictvím kontinuálního automatického vzorkovače ISCO 6712 s možností odběru až 24 vzorků vody v jednom cyklu programu. Automatický vzorkovač díky proměnnému nastavení může flexibilně reagovat na začátek srážko-odtokové události. Díky tomu je zajištěno rovnoměrné rozložení jednotlivých vzorků jak na vzestupné tak na sestupné větvi hydrografu popisujícího srážko-odtokovou událost. Do experimentální části disertační práce bylo zařazeno celkem 26 srážkových epizod, z toho 19 z povodí Jenínského potoka a 7 z povodí Kopaninského potoka.

Všechny odebrané vzorky jsou v co nejkratší době (několik hodin) dopraveny do akreditované laboratoře k provedení analýz. Pro tuto disertační práci byly z rozborů jakosti vody využity pouze výsledky monitoringu dusičnanového aniontu  $\text{NO}_3^-$ , amonného kationtu  $\text{NH}_4^+$  a fosforečnanového aniontu  $\text{PO}_4^{3-}$ . Analýzy jsou prováděny podle standardních analytických metod.

#### 4.2.1.2. Analýza dat

Veškerá získaná data z periodického monitoringu, ale i z monitoringu srážko-odtokových událostí byla nejprve vyhodnocena pomocí základních statistických popisných ukazatelů. Byla zvolena standardní sada statistických veličin tak, jak jsou popsány v práci Brezonik, Stadelmann (2002). Jedná se o minimum, maximum, průměr, medián a směrodatnou odchylku. Tyto charakteristiky byly doplněny ještě o hodnotu percentilu  $C_{90}$  a variačního koeficientu, jak popisuje (Chapman, 2007).

Data o průtocích a jakosti vody získaná v průběhu srážko-odtokových událostí byla dále vyhodnocena pomocí metody hysterezních smyček popsaných v práci Butturini et al. (2006). Tato metoda je založena na vyhodnocení vzájemné vazby průtoku a koncentrace vybrané látky v průběhu srážko-odtokové epizody se současným zachycením časového průběhu události.

Takto vytvořené hysterezní smyčky byly dále analyzovány prostřednictvím řady parametrů, které lze rozdělit na biogeochemické parametry a hydrologické parametry jak popisuje Butturini et al. (2006, 2008) nebo Christopher (2008). Biogeochemické parametry vyjadřují vývoj koncentrací prvků ve vodě v průběhu sledované události, zatímco hydrologické parametry zaznamenávají místní podmínky prostředí, zejména pak využití lokality, vlhkostní podmínky a jednotlivé fáze hydrografu srážko-odtokové události. Tyto parametry jsou následně statisticky vyhodnoceny.

Mezi biogeochemické parametry jsou pro každý sledovaný prvek zařazeny pouze dvě charakteristické hodnoty popisující vývoj jeho koncentrace v průběhu srážko-odtokové události.

$dC$  [%] – parametr popisující relativní změny v koncentracích v průběhu srážko-odtokové události. Tento parametr nabývá hodnot v rozmezí -100 až +100, kde záporné hodnoty indikují proces ředění a naopak kladné hodnoty popisují zvýšení vyplavování dané látky.

$$dC = \frac{(C_s - C_b)}{C_{\max}} \times 100, \text{ kde}$$

$C_s$  je koncentrace látky [ $\text{mg.l}^{-1}$ ] dosažená v momentě kulminačního průtoku,

$C_b$  je koncentrace látky [ $\text{mg.l}^{-1}$ ] zaznamenaná v období základního odtoku,

$C_{\max}$  je maximální zaznamenaná koncentrace látky [ $\text{mg.l}^{-1}$ ].

dR [%] – parametr zahrnující informace popisující plochu a směr hysterezní smyčky.

$$dR = R \times Ah \times 100, \text{ kde}$$

Ah je plocha hysterezní smyčky odpovídající dané události,

R je parametr popisující směr průběhu hysterezní smyčky. Tento parametr nabývá tří možných hodnot:

- +1 hodnota indikující rotaci po směru hodinových ručiček,
- 0 hodnota indikující hysterezní smyčky s nejasnou rotací, případně událost, kdy není možné hysterezi indikovat,
- 1 hodnota indikující rotaci proti směru hodinových ručiček.

Mezi hydrologické parametry bylo zahrnuto 9 hodnot popisujících podmínky prostředí. Jedná se o následující parametry:

dQt – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku.

dQt-1 – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku u předcházející srážko-odtokové události.

t [den] – parametr popisující dobu, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události.

precip [mm] – parametr popisující celkový úhrn srážek, které byly příčinou hodnocené srážko-odtokové události.

precip-1 [mm] – parametr popisující celkový srážkový úhrn, který byl příčinou předcházející srážko-odtokové události.

RIS:REC – parametr popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu srážko-odtokové události.

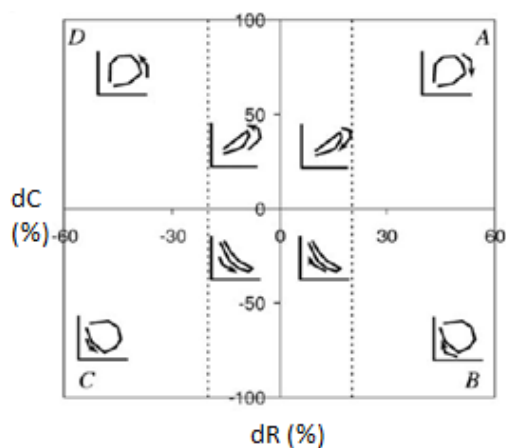
stabil [%] – parametr popisující procentuální zastoupení stabilních ploch (TTP, lesy, vodní plochy) na ploše povodí.



inf [%] – parametr popisující procentuální podíl půd zařazených do I. a II. kategorie půd podle infiltrace odpovídající metodice Janglová et al. (2003) na ploše povodí.

sklon [%]- parametr popisují průměrný sklon povodí.

Pro lepší představu o možnostech vzniku hysterezního efektu byly nejprve hysterezní smyčky z jednotlivých událostí vyhodnoceny samostatně, pouze na základě jejich velikosti a směru rotace, tedy pouze na základě biogeochemických parametrů a výsledek byl zakreslen do samostatného bodového grafu.



Graf 4. Umístění hysterezních smyček v jednotlivých kvadrantech podle hodnoty parametru dC a dR

V tomto grafu jsou v kvadrantu A umístěny všechny hysterezní smyčky, které jsou orientované po směru hodinových ručiček a zároveň mají obecně kladný trend ( $dC > 0$ ,  $dR > 0$ ), tedy popisující proces vymývání látek. V kvadrantu B jsou hysterezní smyčky, které jsou sice také orientovány po směru hodinových ručiček, ale mají trend negativní ( $dC < 0$ ,  $dR > 0$ ), tedy popisují proces ředění. V kvadrantu C nalezneme smyčky orientované proti směru hodinových ručiček a s obecně negativním trendem, tedy rovněž popisující ředění koncentrace dané látky ( $dC < 0$ ,  $dR < 0$ ) a v kvadrantu D smyčky orientované proti směru hodin s kladným trendem ( $dC > 0$ ,  $dR < 0$ ). Tyto smyčky popisují stejně jako smyčky v kvadrantu A proces vymývání látek v průběhu srážko-odtokové události.

#### 4.2.1.3. Statistické vyhodnocení

Pro statistické vyhodnocení dat o extrémních srážko-odtokových událostech byl využit software CANOCO 4 (Ter Braak, Šmilauer, 2002) s moduly WCanImp pro import dat, Canoco for Windows 4.5 pro analýzu datových souborů a CanoDraw for Windows 4.1 pro tvorbu grafických výstupů.

Rozdělení použitých datových vstupů pro zvolenou vícerozměrnou statistickou analýzu vyplývá z terminologie použitého softwaru. Data jsou tedy rozdělena na druhová data, charakteristiky prostředí a kovariáty. Druhová data jsou data primární charakterizující utváření vazby mezi průtoky a koncentracemi v průběhu srážko-odtokových událostí. Tato data vstupují do analýzy jako proměnné vysvětlované. Charakteristiky prostředí zahrnují jednotlivé parametry příslušných povodí, jejich utváření a vlastností. Tyto parametry jsou zahrnuty do analýzy jako proměnné vysvětlující. Do vysvětlujících proměnných rovněž spadají tzv. kovariáty. Jedná se však o parametry, které mají na vysvětlované proměnné známý nebo alespoň předpokládaný vliv.

Pro statistické vyhodnocení byla použita metoda RDA (Redundancy Analysis). Pro účely této práce byly statisticky významné parametry prostředí ( $p < 0,05$ ) vybírány podle Monte Carlo permutačního testu.

Výsledkem analýzy je podle TerBraak a Šmilauer (2002) ordinační diagram, kde jsou druhová data znázorněna jako šipky ve směru abundance druhu a charakteristiky prostředí jsou zakresleny jako šipky ve směru, ve kterém roste jejich hodnota.

Jako druhová data byly zvoleny pro analýzu všechny výše popsané biogeochemické parametry srážko-odtokových událostí a jako charakteristiky prostředí byly zvoleny všechny popsané hydrologické parametry srážko-odtokových událostí s výjimkou parametru precip, který byl zahrnut mezi kovariáty.

Srážko-odtokové události byly nejprve testovány a vyhodnoceny dohromady jako celek a poté byly odděleně hodnoceny události vyvolané přívalovými nebo dlouhodobými dešťovými srážkami a odděleně události spojené s jarním táním.

#### **4.2.2. Modelování**

Pro modelování odtoku a koncentrace dusičnanových aniontů byl zvolen semi-distribovaný kontinuální model s denním časovým krokem SWAT (Soil and Water Assessment Tool) určený pro středně velká až velká povodí (Abbaspour et al., 1997). Jedná se o částečně fyzikálně založený model, který umožňuje provádět simulace na úrovni velmi vysokého stupně prostorového rozlišení rozdělením povodí do velkého počtu malých plošek.

Program je řešen pomocí rozhraní ArcView GIS jako modul AVSWAT. Prostředí ArcGIS je využíváno především pro definování hydrologických jednotek a práci se souvisejícími tabulkovými a prostorovými daty (DiLuzio et al., 2002).

V následující části této kapitoly budou detailně popsány čtyři použité hlavní komponenty modelu SWAT z celkových šesti možných, a to hydrologie, meteorologie, pedologie a land use, který zahrnuje růst rostlin, živiny a zemědělský management. Model je možné doplnit ještě o modul spojený s odnosem sedimentů a pesticidů, ale tyto části nebyly předmětem disertační práce.

#### **4.2.2.1. Komponenty modelu**

- **Topografie**

Přestože SWAT je kontinuální model pro plochu celého povodí, pro zvýšení přesnosti modelu a lepší popis vodní bilance a následně odnosů jednotlivých látek je plocha povodí rozdělena do dílčích subpovodí a dále do odpovědních jednotek tzv. HRU (Hydrologic Response Unit), které zachycují především rozdíly v hodnotách evapotranspirace, stejně jako v hodnotách odtoku pro jednotlivé půdní jednotky a rovněž pro jednotlivé plodiny. Odtok a koncentrace látek je potom modelován odděleně pro každou HRU zvlášť a až následně sloučen do celkové hodnoty odtoku a koncentrace v uzávěrovém profilu.

Základem veškerých operací v modelu SWAT je digitální model terénu (DTM), na jehož přesnosti závisí výsledná míra shody simulovaných veličin s reálnými měřeními hodnotami, jak popisuje DiLuzio et al. (2005).

V případě Kopaninského toku byl digitální model terénu (Obr. 6.) vytvořen podle výškopisu poskytnutého Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním. Na základě DMT byla v prostředí SWAT automaticky vytvořena vrstva subpovodí pro Kopaninský tok včetně výpočtu základních parametrů subpovodí a jim odpovídající hydrologické sítě. Model SWAT umožňuje síť vodních toků automaticky zakreslit na základě hodnot zjištěných z DMT, ale existuje i možnost zahrnout reálný obraz říční sítě. V případě této práce byla využita první zmíněná možnost, tedy automatického zakreslu. Při porovnání skutečné sítě vodních toků s výstupem modelu, jak je znázorněno v Obr. 7., nedošlo k žádné významné odlišnosti. Přesný popis algoritmu pro vykreslení subpovodí a říční sítě, který je zahrnut v modelu SWAT je popsán v publikaci DiLuzio et al. (2002). Počet a velikosti ploch jednotlivých subpovodí jsou ovlivněny přesností vstupního DMT, ale také přáním uživatele, a to pomocí parametru „threshold area“. Podle Arnold a Fohrer (2005) je doporučena minimální rozloha subpovodí 5% z celkové plochy řešené jednotky. V případě

Kopaninského potoka bylo povodí o celkové výměře 6,9 km<sup>2</sup> rozděleno na 4 subpovodí s průměrnou výměrou 1,7 km<sup>2</sup>, jejichž prostorové uspořádání je znázorněno na Obr. 8.

Druhou prostorovou úrovní jsou výše zmíněné jednotky HRU. Tyto jednotky představují jedinečné kombinace jednotlivých typů půdního pokryvu, land use a sklonu. V souboru takto vymezených jednotek je následně provedena generalizace tak, aby byly ze souboru HRU vyřazeny kombinace vyskytující se jen na velmi malých plochách území, jak popisuje např. Neitsch et al. (2005). Tyto jednotky jsou vyloučeny na základě rozhodnutí uživatele o nejmenším procentickém nebo plošném zastoupení land use, půdy a sklonitosti. Pro povodí Kopaninského toku byl parametr nejmenšího zastoupení jednotlivých kategorií na 5% plochy subpovodí. Při této hodnotě bylo zaručeno zastoupení všech důležitých kombinací land use a půdních typů ve všech sklonitostních kategoriích. Celkem bylo na povodí Kopaninského potoka vymezeno 87 HRU s průměrnou plochou 0,05 km<sup>2</sup>.

- **Hydrologie**

Hydrologický cyklus, tak jak je modelován v systému SWAT, je založen na obecné rovnici vodní bilance.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_i + Q_i + ET_i + P_i + Q_{gw}) \quad [\text{mm H}_2\text{O}], \text{ kde}$$

$SW_t$  je výsledný obsah vody v půdě,

$SW_0$  je původní obsah vody v půdě,

$R_i$  je denní úhrn srážek v průběhu  $i$ -tého dne,

$Q_i$  je povrchový denní odtok v průběhu  $i$ -tého dne,

$ET_i$  je denní míra evapotranspirace v průběhu  $i$ -tého dne,

$P_i$  je množství vody prosakující do nenasycované zóny,

$Q_{gw}$  je objem dotace recipientů z hypodermického odtoku nebo mělkého aquiferu (tzv. return flow).

Hlavními a zároveň nejdůležitějšími komponentami hydrologického modulu modelu SWAT jsou hodnoty povrchového odtoku a evapotranspirace. Pro výpočet hodnot povrchového odtoku je možné využít dvě metody, a to modifikovanou metodu SCS CN křivek (USDA Soil Conservation Service, 1972) nebo Green&Ampt infiltrační metodu (Green, Ampt, 1911). Pro tuto práci byla využita první zmíněná metoda.

Pro výpočet evapotranspirace nabízí model tři možnosti výpočtu potenciální evapotranspirace, a to metodu podle Hargreavse (Hargreaves et al., 1985), metodu Priestley-Taylor (Priestley, Taylor, 1972) nebo metodu Penman-Monteith (Monteith, 1965). Poslední možností určení hodnot evapotranspirace je aktuální evapotranspirace. Obecně bývá doporučena poslední zmíněná metoda Penman-Monteith, která byla použita i při výstavbě modelu pro povodí Kopaninského toku.

$$ET = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u_2)} \quad [\text{mm.den}^{-1}], \text{ kde}$$

$\Delta$  je derivace tlaku nasycené vodní páry podle teploty vzduchu [ $\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$ ],

$R_n$  je čistá radiační bilance na povrch půdy [ $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{den}^{-1}$ ],

$G$  je tok tepla do půdy [ $\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{den}^{-1}$ ],

$\gamma$  je psychrometrická konstanta [ $\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$ ],

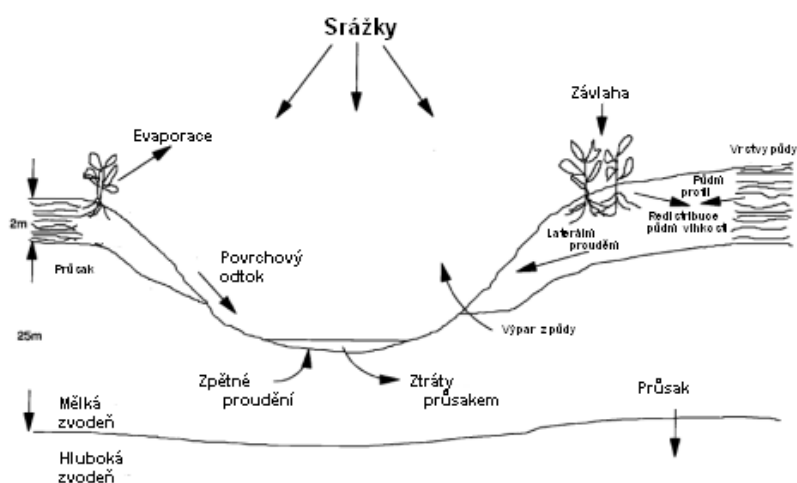
$T$  je průměrná denní teplota vzduchu ve 2 m nad povrchem [ $^\circ\text{C}$ ],

$u_2$  je průměrná denní rychlost větru ve 2 m nad povrchem [ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ],

$e_s$  je průměrný denní tlak nasycených vodních par při teplotě vzduchu  $T$  ve 2 m nad povrchem [ $\text{kPa}$ ],

$e_a$  je průměrný denní aktuální tlak vodních par ve výšce 2 m nad povrchem [ $\text{kPa}$ ].

V Obr. 9. jsou znázorněny jednotlivé možnosti pohybu vody v povodí tak, jak je zachycuje hydrologický modul modelu SWAT.



Obr. 9. Části hydrologické bilance simulované v jednotlivých HRU modelem SWAT

- **Meteorologie**

Meteorologické charakteristiky povodí poskytují vlhkostní a energetické vstupy, které určují relativní důležitost jednotlivých částí hydrologického cyklu. Proměnné, které popisují stav počasí v modelovaném povodí, jsou denní úhrny srážek, maximální a minimální teploty vzduchu, globální radiace, rychlost větru a relativní vlhkost. Tyto hodnoty mohou být buď přímo měřeny v terénu, nebo určeny na základě integrovaného generátoru počasí přímo v průběhu simulace.

Pro tuto práci byly využity časové řady denních úhrnů srážek z 3 srážkoměrných stanic lokalizovaných na povodí Kopaninského toku, a to ze stanic Velký Rybník, U Turků a U Němců, a dále z nedaleké srážkoměrné stanice K4 lokalizované na povodí Dehtáře.

Teploty vzduchu byly měřeny na meteorologické stanici Velký Rybník, a to ve výšce 2 m nad povrchem. Tato měření byla doplněna o další časové řady teplot vzduchu, radiace a rychlosti větru z meteorologických stanic K1 a K4, lokalizovaných rovněž na nedalekém povodí Dehtáře.

Všechny časové řady měřených meteorologických dat byly následně zpracovány pomocí generátoru počasí integrovaného v modelu SWAT.

Lokalizace jednotlivých meteorologických a srážkoměrných stanic je znázorněna na Obr. 10. v příloze.

- **Pedologie**

Rozmístění jednotlivých půdních jednotek v rámci modelovaného území jsou využity společně se sklonitostí a land use pro účely vymezení hydrologických jednotek HRU. Pro účely této práce byly použity vymezené bonitované půdně ekologické jednotky, respektive hlavní půdní jednotka. Vlastnosti takto vymezených jednotek byly doplněny z terénních měření přímo na povodí Kopaninského potoka z roku 2009. K jednotlivým předdefinovaným půdním profilům v databázi SWAT byly doplněny vlastnosti podle výsledků zjištěných z fyzikálních a chemických rozborů odebraných půdních vzorků. Pro model SWAT jsou rozhodující vlastnosti týkající se vlhkosti půdy a také proudění vody půdním profilem.

Data popisující fyzikální vlastnosti půd byla rovněž ověřena pomocí volně dostupného softwaru „Soil water characteristics“ (Saxton, Rawls, 2006). Software na základě vstupních informací o procentickém zastoupení jílu (do 0,002 mm) a písku (0,05 –

2 mm) stanovuje, prostřednictvím regresní rovnice odvozené z měření fyzikálních vlastností světových půd, hodnoty objemové hmotnosti a pórovitosti, polní vodní kapacity, bodu vadnutí, nasycené hydraulické vodivosti a využitelné vodní kapacity.

- **Land use**

V programu SWAT jsou integrovány databáze s popisnými charakteristikami jednotlivých typů land use.

Na povodí Kopaninského potoka bylo identifikováno celkem 5 kategorií land use, a to: orná půda, trvalý travní porost, les, zastavěná plocha, vodní plocha (Obr. 11.). Pro pozemky zahrnuté do kategorie orná půda pak byla na základě terénního průzkumu v jednotlivých letech stanovena skupina pěstovaných zemědělských plodin. Tato skupina plodin zahrnuje především pšenici ozimou, ječmen jarní, ječmen ozimý, řepku ozimou, brambory a kukuřici.

Potřebné parametry z oblasti fyziologie rostlin byly převzaty pro jednotlivé plodiny, ale i pro travní porosty a les, z databáze připojené k modelu SWAT. V této databázi jsou popsány veškeré běžně pěstované druhy kulturních rostlin. Jednotlivé parametry byly určeny na základě měření prováděných v Severní Americe. Z tohoto důvodu byly pro povodí Kopaninského toku jednotlivé charakteristiky upraveny na základě dříve prováděných terénních měření přímo na povodí (LAI – leaf area index), a také podle Evropské databáze, která byla sestavena na univerzitě v Giessen pro typické středoevropské a západoevropské plodiny (Breuer, Frede, 2003).

Hodnoty Indexu listové pokrývnosti (LAI) byly převzaty z měření, které proběhlo na povodí Kopaninského potoka 20.6.2008 pomocí přístroje LI-COR.

Pro jednotlivé plodiny byly na základě terénního šetření a literárních pramenů stanoveny termíny jednotlivých agrotechnických operací a dávky aplikovaných živin v podobě minerálních i organických hnojiv.

Pro odvodněné lokality využívané jako orná půda nebo trvalý travní porost byly zadány do modelu rovněž popisné charakteristiky odvodňovacích staveb, tedy především hloubka jejich uložení.

#### **4.2.2.2. Kalibrace a validace modelu**

Model SWAT pro povodí Kopaninského toku byl kalibrován pomocí datových řad průtoků a koncentrací dusičnanů měřených na uzávěrovém profilu povodí Kopaninského

potoka označeném T7U. Pro kalibraci průtoků byla použita řada průměrných denních hodnot průtoků z roku 2007 a pro kalibraci koncentrací dusičnanů řada čtrnáctidenních hodnot koncentrací z první poloviny roku 2007 (1. 1. 2007-30. 6. 2007). Pro následnou validaci byly využity průměrná denní hodnoty průtoků z roku 2008 a čtrnáctidenní data z druhé poloviny roku 2007 (1. 7. 2007-31. 12. 2007) pro ověření koncentrací dusičnanů. Kalibrace i validace spočívá v porovnání skutečně naměřených datových řad s výstupem modelu.

Kalibrace byla prováděna automaticky kalibračním modulem, který je rovněž zahrnut v modulu AvSWATX. Na základě citlivostní analýzy LH-OAT (Latin Hypercube Sampling – One at A Time) (van Griensven et al., 2006), která je nedílnou součástí modelu SWAT byly vybrány nejdůležitější kalibrační parametry. Jak doporučuje Van Griensven et al. (2002), bylo využito pro kalibraci více parametrů. Následující výčet parametrů je seřazen podle výsledku citlivostní analýzy v prostředí SWAT. Použité hodnoty následujících kalibračních parametrů budou popsány v kapitole Výsledky a diskuze.

- GWQMIN – výška hladiny mělké podzemní vody [mm]
- ALPHA\_BF – parametr základního odtoku [dny]
- ESCO – kompenzační faktor evaporace
- SOL\_K – nasycená hydraulická vodivost [mm.hod<sup>-1</sup>]
- CN2 – číslo odtokové křivky
- SOL\_NO3 – počáteční obsah NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v půdě
- N\_PERCO – koeficient průsaku dusíku

Údaje potřebné pro spuštění autokalibračního módu jsou:

- Vybrané vstupní parametry, u nichž je vždy stanovena původní hodnota parametru, způsob změny parametru při autokalibraci a maximální a minimální hodnota parametru
- Reálně měřené datové řady kalibrované veličiny
- Výběr kalibrační metody
- Účelová funkce popisující míru shody mezi měřenými a simulovanými hodnotami



Autokalibrační modul, nazvaný PARASOL (Parameter Solution Method) (van Griensven, Bauwens, 2003), následně spouští model SWAT s pozměněnými kombinacemi parametrů a to do té doby, než simulované a měřené hodnoty dosáhnou požadované shody nebo do doby, kdy dojde k překročení definovaného maximálního počtu opakování. Změny v hodnotách parametrů jsou možné trojím způsobem:

1. Změnou a nahrazením původní hodnoty parametru parametrem novým
2. Postupné připočítávání konstantního korekčního faktoru k původní hodnotě parametru
3. Násobení původní hodnoty parametru korekčním faktorem, vytvořeným jako procentická část původní hodnoty.

Pro porovnání shody modelu s reálně měřenými daty byly využity tři koeficienty obecně doporučované pro hodnocení modelů v odborné literatuře např. Gassman et al. (2007b) nebo van Griensven a Bauwens (2003). Jedná se o koeficient determinace, Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi a parametr průměrné chyby.

Koeficient determinace ( $R^2$ ) udává míru, kterou je rozptyl hodnot závisle proměnné veličiny Y vysvětlen změnami hodnot nezávisle proměnné veličiny X. Koeficient nabývá hodnot od 0 do 1. Čím je vyšší, tím je výsledný model kvalitnější. V případě lineární regrese je koeficient determinace roven druhé mocnině Pearsonova korelačního koeficientu (Hendl, 2004).

Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi (Nash, Sutcliffe, 1970) vyjadřuje sílu předpovědi modelu. Jedná se o nejvíce aplikovaný bezrozměrný ukazatel hodnocení účinnosti hydrologických modelů.

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - \overline{Q_0})^2}, \text{ kde}$$

$Q_0^t$  je hodnota pozorovaná v čase t,  $Q_0$  je měřená hodnota a  $Q_m$  je hodnota simulovaná. Koeficient může nabývat hodnot od  $-\infty$  do 1. Hodnota 1 indikuje naprostou shodu mezi měřenými a modelovanými hodnotami. Hodnota koeficientu 0 znamená přesnost predikce na úrovni pozorovaných hodnot. Hodnoty účinnosti nižší než 0 označují případy kdy průměrná hodnota měřených dat je lepším výsledkem než simulace modelu.

Obecně lze konstatovat, že čím blíže je hodnota výsledného koeficientu účinnosti předpovědi k 1, tím přesnější simulace je.

Parametr průměrné chyby je koeficient určující zda model ve srovnání s měřenými daty jejich hodnotu podhodnocuje (hodnota nižší než 0), nebo naopak nadhodnocuje (hodnota větší než 0).

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^N (Qo_i - Qm_i)}{N}, \text{ kde}$$

$Qo_i$  je měřená hodnota,  $Qm_i$  je simulovaná hodnota

#### 4.2.2.3. Modelované scénářů uspořádání krajinné struktury

Cílem práce bylo vyhodnocení vlivu uspořádání krajinné struktury v povodí na kvantitu a kvalitu vody v uzávěrovém profilu vodního toku. Krajinná struktura v povodí byla definována v souladu s výše uvedenými zásadami podle Forman a Godron (1986). Jak již bylo zmíněno, krajinnou matricí v povodí Kopaninského potoka je jednoznačně orná půda, která je intenzivně zemědělsky využívána. Tento typ land use nenaplňuje sice všechny tři základní předpoklady pro identifikaci krajinné matrice, ale jedná se o nejrozsáhlejší část povodí, která je rovněž řídicím prvkem pro dané území, přestože není nejspojitější částí území. Toto uspořádání krajiny bylo označeno jako výchozí stav označený v Obr. 12. jako varianta 0. Následně bylo stanoveno 6 možných scénářů uspořádání krajinné matrice. V rámci těchto scénářů byly popsány odlišné způsoby uspořádání krajinné struktury na povodí Kopaninského potoka. Scénáře 1 a 2 tak, jak jsou znázorněny v Obr. 12., předpokládají kompletní zatravnění plochy orné půdy, s infiltračně zranitelnými půdami podle Janglová et al. (2003) kategorie 2 – vysoká zranitelnost půd (varianta 1) a úplné zalesnění těchto půd (varianta 2). Půdy zařazené do infiltrační kategorie 1 se v území nevyskytují. Ve variantě 1 je jako matrice označen trvalý travní porost, ve variantě 2 je krajinnou matricí les. Scénáře 3 a 4 (Obr. 12.) předpokládají změnu krajinné matrice z orné půdy na trvalý travní porost, a to v případě zatravnění 50% orné půdy (varianta 3) a 100% orné půdy v povodí (varianta 4). Poslední dva scénáře 5 a 6 (Obr. 12.) opět simulují změnu krajinné matrice tentokrát ale z orné půdy na les. Opět byly simulovány dva odlišné rozsahy zalesnění, a to opět v rozsahu 50% zemědělských pozemků (varianta 5) a 100% zemědělského půdního fondu (varianta 6). Vyhodnocení

dvou základních kritérií popisujících krajinnou matici v jednotlivých simulovaných variantách je shrnuto v Tab. 1.

	Land use	Relativní plocha	Spojítost	Krajinná matrice
Varianta 0	Orná půda	51,6%	NE	ORNÁ PŮDA
	TTP <sup>a</sup>	11,9%	NE	
	Les	32,5%	ANO	
Varianta 1	Orná půda	11,7%	NE	TTP
	TTP	52,9%	ANO	
	Les	32,5%	NE	
Varianta 2	Orná půda	11,7%	NE	LES
	TTP	11,8%	NE	
	Les	72,5%	ANO	
Varianta 3	Orná půda	26,5%	NE	TTP
	TTP	36,8%	ANO	
	Les	32,7%	NE	
Varianta 4	Orná půda	0%	NE	TTP
	TTP	63,3%	ANO	
	Les	32,7%	NE	
Varianta 5	Orná půda	26,5%	NE	LES
	TTP	8,6%	NE	
	Les	60,9%	ANO	
Varianta 6	Orná půda	0%	NE	LES
	TTP	0%	NE	
	Les	96%	ANO	

Tab. 1. Souhrn kritérií pro určení krajinné matrice v jednotlivých modelovaných scénářích

<sup>a</sup> *trvalý travní porost*

## 5. VÝSLEDKY A DISKUZE

### 5.1. Experimentální část

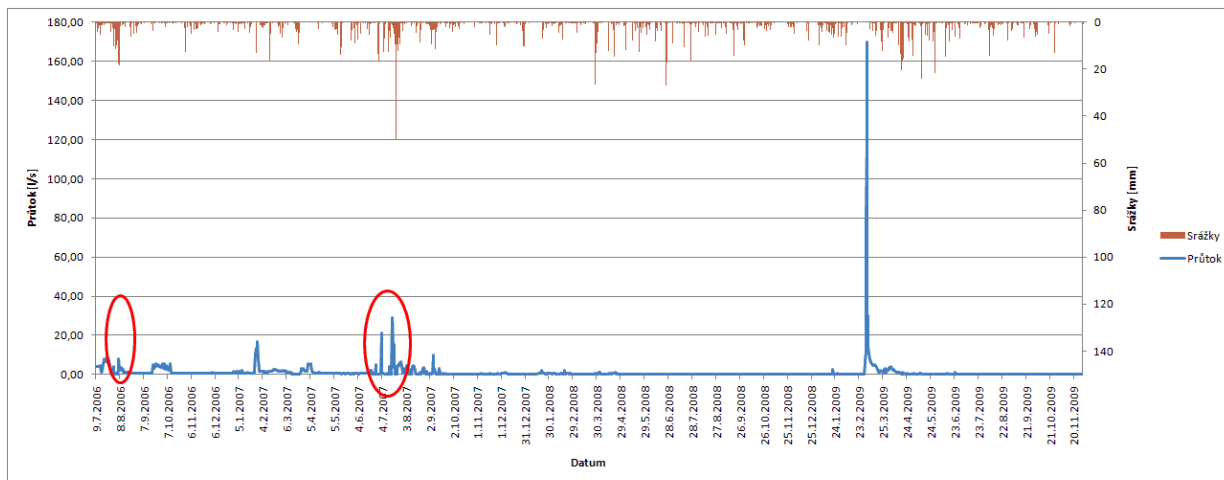
#### 5.1.1. Vyhodnocení průtoků a koncentrací v průběhu srážko-odtokových epizod

Prvním krokem pro vyhodnocení srážko-odtokových epizod byla identifikace jednotlivých událostí v dlouhodobé neporušené datové řadě průtoků měřených na uzávěrových profilech mikropovodí P23 (Graf 5.), J1 a J2 (Graf 6.). V případě obou mikropovodí Jenínského potoka bylo rovněž provedena identifikace jednotlivých událostí v rámci dlouhodobé datové řady periodicky měřených koncentrací amonných kationtů, dusičnanových a fosforečnanových aniontů (Graf 7. a 8.). V případě profilu P23 z důvodu velmi nízkých a často nulových průtoků v průběhu roku nebyl prováděn periodický monitoring jakosti vody a v grafu 24. je tedy uvedena pouze datová řada průtoků. Ve všech zmíněných případech se jedná o porovnání datových řad mezi roky 2006-2010 (Tab. 2.).

		Počet měření	Minimum	Maximum	Průměr	Medián	Směrodatná odchylka	Percentil C90	Variační koeficient
J1	Průtok	1826	0,1	575,8	9,40	2,5	33,95	7,6	3,91
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	56	0,005	0,316	0,0514	0,0255	0,068	0,1	1,33
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	56	4,52	35	19,30	19,1	7,54	30	0,39
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	32	0,037	0,543	0,114	0,086	0,098	0,171	0,863
J2	Průtok	1826	0,6	311,9	6,29	2,20	24,64	6,6	3,92
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	56	0,005	0,29	0,0544	0,027	0,064	0,121	1,18
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	56	1,49	23	10,98	11,35	4,46	16,53	0,41
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	32	0,061	0,267	0,122	0,103	0,050	0,177	0,413
P23	Průtok	1826	0	189,96	10,80	0,40	29,60	30,3	2,74

Tab. 2. Základní charakteristiky dlouhodobých časových řad měřených průtoků [l.s<sup>-1</sup>] a koncentrací [mg.l<sup>-1</sup>] amonných kationtů (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), dusičnanových aniontů (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) a fosforečnanových aniontů (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) na mikropovodích Jenínského (J1, J2) a Kopaninského (P23) potoka mezi roky 2006-2010

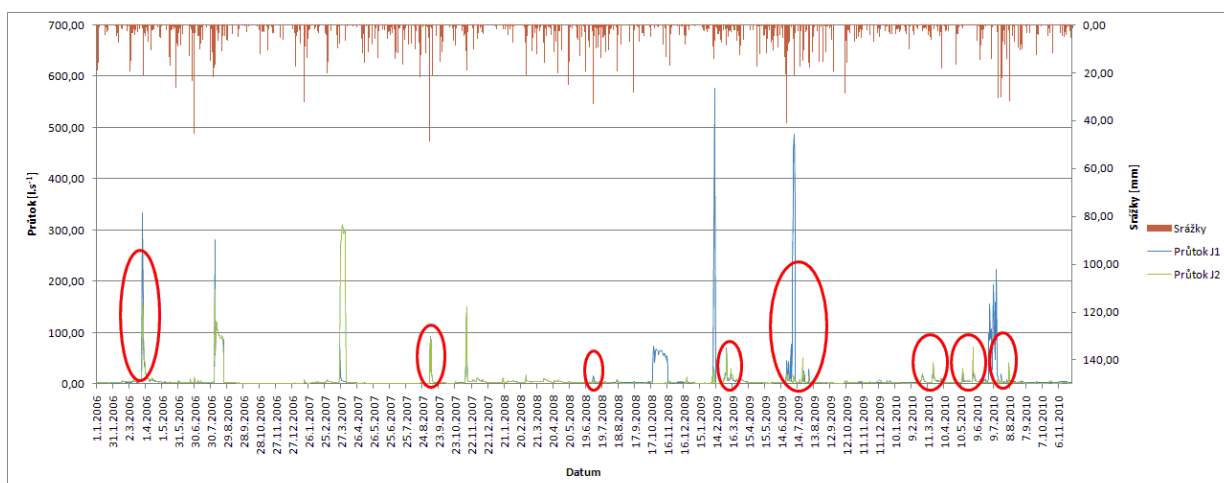
Vzhledem k tomu, že všechny tři mikropovodí jsou rozlohou velmi podobné, je možné provést přímé srovnání hodnot průtoků v průběhu sledovaného období.



Graf 5. Identifikace srážko-odtokových událostí na povodí Kopaninského potoka – P23

Na mikropovodí P23 se v průběhu sledovaných let opakovaně objevilo různě dlouhé období s nulovým průtokem – nejvíce v průběhu pozdního léta a podzimu roku 2008 (Graf 5.).

Oproti tomu na mikropovodích Jenínského potoka nebyly nulové průtoky zaznamenány vůbec, minimální hodnoty průtoků se přesto pohybují v těsném okolí nulové hranice ( $0,1-0,6 \text{ l.s}^{-1}$ ).



Graf 6. Identifikace srážko-odtokových událostí na povodí Jenínského potoka – J1

Neobvyklé jsou vysoké dosažené maximální hodnoty průtoků na relativně stabilizovaných zatravněných povodích Jenínského potoka, které se pohybují v rozmezí  $311,9 - 575,8 \text{ l.s}^{-1}$  a jsou tak 1,6x – 3x vyšší než maximální dosažené hodnoty na zorněném

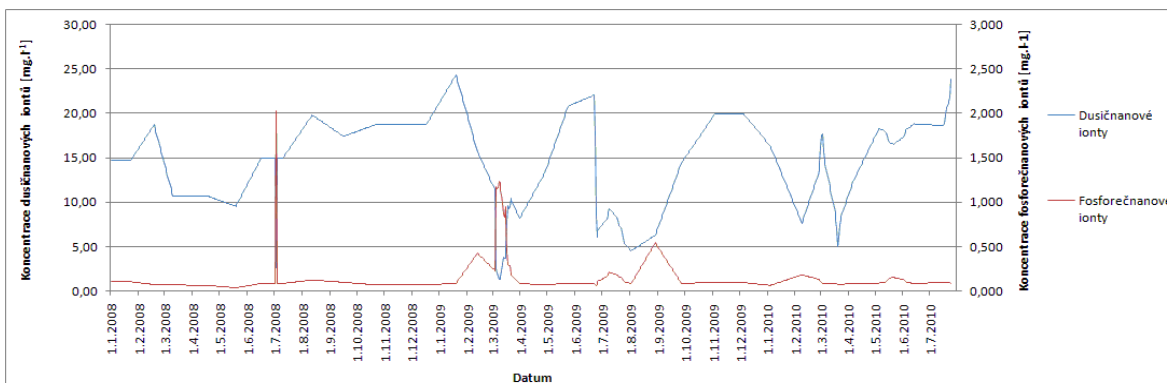
a zemědělsky intenzivně využívaném mikropovodí povodí P23. Tyto maximální hodnoty byly dosaženy v průběhu jarního tání při téměř nulovém úhrnu srážek.

Tento výsledek je v rozporu s výsledky porovnání odvodněných intenzivně zemědělsky využívaných povodí a povodí s trvalými travními porosty respektive pastvinami, které jsou uvedeny např. v práci Siriwardena et al. (2006), který poukazuje na nižší hodnoty průtoku na zatravněném povodí v Queensland, a to až o 59%.

Rovněž neobvyklá je větší rozkolísanost průtoků na zatravněné lokalitě, jak dokazují hodnoty variačního koeficientu na povodích J1 a J2, 3,91, respektive 3,92, oproti hodnotě variačního koeficientu 2,74 na povodí P23. Pravděpodobnou příčinou těchto vysokých dosažených hodnot průtoků je vyšší průměrná nadmořská výška povodí Jenínského potoka, která je také spojena rovněž s vyšší sněhovou pokrývkou v zimním období a tím i vyššími kulminačními průtoky v obdobích jarního tání. Rovněž je zde z důvodu konfigurace terénu velmi častý výskyt rychlých letních bouřkových událostí, při kterých jsou na tomto povodí zaznamenávány velmi vysoké úhrny srážek, a tím i vysoké hodnoty dosažených průtoků. Obě situace přispívají k vysoké rozkolísanosti průtoků v jinak relativně málo vodném recipientu.

Tento fakt je plně v souladu s výsledky Butturini et al. (2006) nebo Novotny (2003), kteří připisují vysokou variabilitu průtoků v průběhu roku rovněž především vlivu pevných i kapalných srážek. Oproti tomu Wegehenkel (2003) popisuje při změně využití území z orné půdy na stabilnější typy land use v případové studii ze severovýchodního Německa vyrovnané průtoky v průběhu roku bez výraznějších výkyvů, což rovněž potvrzuje Fohrer et al. (2005) na povodí Aar, kde zatravnění vede také ke snížení maximálních průtoků a tím i povodňového ohrožení lokality.

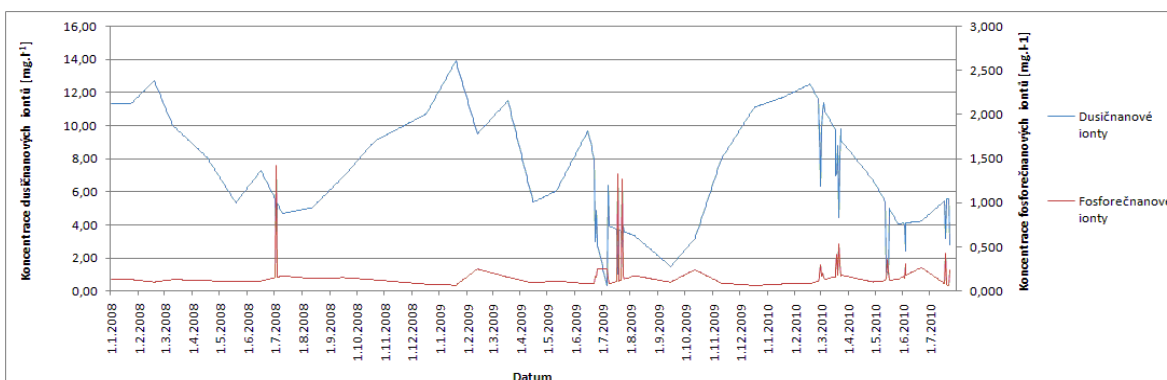
V případě koncentrací jednotlivých iontů byly mezi sebou porovnány pouze dvě mikropovodí Jenínského potoka. Na povodí Kopaninského potoka, profilu P23 nebyly koncentrace iontů periodicky měřeny z důvodů velmi nízkých až nulových průtoků v průběhu roku. Obě srovnávané plochy mají téměř totožnou výměru i využití, přes to jsou výsledky mírně odlišné s výjimkou koncentrací amonných iontů  $\text{NH}_4^+$ , které vykazují velmi podobné chování na obou sledovaných plochách. V koncentracích dusičnanových ( $\text{NO}_3^-$ ) a fosforečnanových ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) aniontů byly zaznamenány rozdíly nejen v absolutních hodnotách koncentrací, ale také v základních popisných charakteristikách.



Graf 7. Průběh datové řady koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů na povodí Jenínského potoka – J1

V případě obou výše zmíněných sledovaných iontů byly vždy vyšší koncentrace zjištěny na mikropovodí J1 (Tab. 2.) a zároveň toto mikropovodí vykazuje v případě fosforečnanových aniontů větší rozkolísanost hodnot koncentrací (variační koeficient 0,863). Tyto výsledky vyplývají z faktu, že na mikropovodí J1 dochází ke kontaminaci nutrienty z přilehlého zemědělského objektu, který dříve sloužil pro chov skotu.

Tato domněnka je potvrzena výzkumy Moore et al. (1979) a Miner et al. (2000) z okolí podobných objektů ve střední části USA, kteří přisuzují těmto objektům až 30% podíl na vlivu prostředí na celkový roční odnos živin.



Graf 8. Průběh datové řady koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů na povodí Jenínského potoka – J2

Oproti tomu větší rozkolísanost koncentrací fosforečnanových aniontů na mikropovodí J2 je dána lokalizací funkčních míst pastviny (napájecí místo, místo pro příkrm), kde je výskyt pasoucího se skotu nepravidelný, a tím je i nepravidelný příspěvek tohoto zdroje k celkové koncentraci fosforečnanů v uzávěrovém profilu. K rozkolísanosti koncentrací rovněž přispívá i nepravidelné využívání neodkanalizovaného rekreačního objektu v infiltrační zóně mikropovodí J2.

Datum	Povodí	Příčina <sup>a</sup>	T <sup>b</sup> [hod.]	Q <sub>MIN</sub> <sup>c</sup> [l.s <sup>-1</sup> ]	Q <sub>MAX</sub> <sup>d</sup> [l.s <sup>-1</sup> ]	dQ <sup>e</sup> [l.s <sup>-1</sup> ]	Σ Srážky <sup>f</sup> [mm]	Intenzita srážek <sup>g</sup> [mm.hod <sup>-1</sup> ]
27. - 31. 3. 2006	J1	SM	76,75	29,9	175,1	145,2	26,8	0,3
27. - 31. 3. 2006	J2	SM	90	27,4	186,2	158,8	32	0,4
7. 8. 2006	P23	DD	3	29	165,8	136,8	11,8	0,9
9. 8. 2006	P23	DD	0,3	0,9	129,2	128,3	6,4	1,2
9. 8. 2006	P23	DD	0,5	3,4	72,3	68,9	7,9	1,2
6. 6. 2007	P23	KD	1,5	0,6	95,2	94,6	7,4	9,2
21. 6. 2007	P23	KD	1,1	0,6	100,9	100,3	8,1	11,9
4. 7. 2007	P23	KD	2,75	0,1	28,3	28,2	14,6	9,5
19. 7. 2007	P23	KD	2,23	5,6	156,7	151,1	11,9	10,4
27. 9. 2007	J1	DD	6,75	2,3	3	0,7	5,3	0,8
27. 9. 2007	J2	DD	5,5	2,3	3,1	0,8	6,2	0,8
3. 7. 2008	J1	KD	3,25	30,9	224,2	193,3	28,6	8,8
3. 7. 2008	J2	KD	3,25	19	62,5	43,5	27,9	8,8
5. - 7. 3. 2009	J1	SM	55,5	6,5	133,2	126,7	14,5	0,3
23. - 24. 6. 2009	J2	DD	23,75	8,5	32,5	24	43,9	1,8
24. - 25. 6. 2009	J2	DD	13	10,5	40,4	29,9	7,1	1,5
7. - 8. 7. 2009	J2	DD	11	8	24,8	16,8	6,4	1,4
18. 7. 2009	J2	KD	5	4,1	19,9	15,8	12,3	12,5
23. - 24. 7. 2009	J2	KD	11,1	2,1	86,1	84	14,6	11,3
27.2. - 1. 3. 2010	J2	SM	37	6,3	15,3	9	2,6	0,1
1. - 4. 3. 2010	J2	SM	84	7,4	31,3	23,9	2,7	0,08
18. - 24. 3. 2010	J2	SM	100	6,4	54,4	48	1,7	0,02
13. - 15. 5. 2010	J2	DD	46	8,2	65,6	58,4	11,8	0,3
2. - 3. 6. 2010	J2	KD	7	13,8	137,5	123,7	19,8	9,1
18. 7. 2010	J2	KD	6	4,7	18,6	13,9	8,5	11,4
23. - 24. 7. 2010	J2	DD	24	5,1	18,3	13,2	23,8	4,99

Tab. 3. Základní charakteristiky průtoků a srážek v rámci hodnocených srážko-odtokových událostí



<sup>a</sup> SM – tání sněhu, KD – krátkodobá srážka, DD – dlouhodobá srážka

<sup>b</sup> doba trvání srážko-odtokové události [hodiny]

<sup>c</sup> minimální zaznamenaný průtok v průběhu srážko-odtokové události [ $l.s^{-1}$ ]

<sup>d</sup> maximální zaznamenaný průtok v průběhu srážko-odtokové události [ $l.s^{-1}$ ]

<sup>e</sup> změna průtoku v průběhu srážko-odtokové události [ $l.s^{-1}$ ] a [%]

<sup>f</sup> celkový úhrn srážek za dobu trvání srážko-odtokové události [mm]

<sup>g</sup> intenzita srážek v průběhu srážko-odtokové události [ $mm.hod^{-1}$ ]

V druhém kroku bylo provedeno rozdělení srážko-odtokových epizod podle příčiny jejich vzniku a byly stanoveny základní charakteristické hodnoty popisující průběh jednotlivých událostí. Tyto hodnoty jsou uvedeny v Tab. 3.

Celkem bylo vyhodnoceno 26 srážko-odtokových událostí, z toho 6 událostí vzniklo jako důsledek jarního tání, 10 událostí vzniklo na základě dlouhodobého deště a příčinnou zbývajících 10 událostí byly krátkodobé přívalové srážky.

Z pohledu změn průtoků byly zaznamenány významné rozdíly mezi jednotlivými typy událostí. Krátkodobé přívalové dešťové srážky způsobují obecně větší nárůst průtoků při srážko-odtokových událostech (průměrná změna průtoku je  $84,8 l.s^{-1}$ ), zatímco rozdíl průtoků při epizodách vyvolaných dlouhodobými vytrvalými dešti je většinou daleko nižší (průměrná změna průtoku je  $47,78 l.s^{-1}$ ). Vysoké amplitudy průtoků jsou zaznamenány také při událostech spojených s táním sněhové pokrývky v brzkém jaru. Při těchto událostech dochází ke změně průtoku v průměru o  $85,2 l.s^{-1}$ . Jednotlivé zaznamenané maximální a minimální hodnoty průtoků v průběhu srážko-odtokových událostí jsou uvedeny v tabulce 3.

Příčinu těchto rozdílů je možné spatřovat v porovnání délky trvání srážko-odtokové události a celkového úhrnu a intenzity příčinné srážky. Obecně lze konstatovat, že srážko-odtokové události vyvolané krátkodobými srážkami mají kratší dobu trvání (průměrná délka epizody je 8,1 hodiny), ale intenzita srážek je velmi vysoká (průměrná intenzita  $4,5 mm.hod^{-1}$ ). Oproti tomu události vyvolané dlouhodobým vytrvalým deštěm mají dobu trvání v průměru 13,4 hodiny, nejsou však ani výjimečné události trvající více jak 20 hodin. Srážky, které tyto události vyvolávají, mají ale v porovnání s předcházejícím typem událostí výrazně nižší intenzitu (průměrná intenzita  $0,8 mm.hod^{-1}$ ).

Tyto změny v průběhu průtoků spojené s původem srážko-odtokové událostí jsou potvrzeny i výsledky dosaženými na území Levante Sharon a Kutiel (1986) a rovněž Butturini et al. (2006) pro povodí Fuirosos na severu Španělska, kteří rovněž popisují větší nárůst průtoků při událostech spojených s přívalovými srážkami zejména z letních bouřek než z vytrvalých dešťů.

Zcela výjimečné postavení mají srážko-odtokové události vznikající v důsledku tání sněhové pokrývky. Jak již bylo uvedeno, tyto události se vyznačují vysokou amplitudou průtoků. Příčinnou zpravidla nebývají srážky zaznamenané v průběhu srážko-odtokové události, které mají většinou velmi nízkou intenzitu (průměrná intenzita  $0,2 \text{ mm.hod}^{-1}$ ), ale spíše zvýšení teploty vzduchu. Srážky působí při těchto událostech jenom jako podpůrný faktor, který přispívá ke zvýšení průtoku.

Datum	Povodí	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	
		dR <sup>a</sup> [%]	dC <sup>b</sup> [%]	dR [%]	dC [%]	dR [%]	dC [%]
27. - 31. 3. 2006	J1	14,45	40,87	-25,5	-72,10	43,75	53,23
27. - 31. 3. 2006	J2	-30,66	67,11	-40,3	8,40	30,3	66,96
7. 8. 2006	P23	0	89,98	11,2	-70	-26,4	-66,67
9. 8. 2006	P23	-	-	-13,47	-51,52	-20,9	39,71
9. 8. 2006	P23	-	-	-20,56	-29,41	-19,87	45,67
6. 6. 2007	P23	32,65	25,93	-33,62	-36,36	0	50,00
21. 6. 2007	P23	-	-	0	-44,12	-20,66	-16,91
4. 7. 2007	P23	-	-	-27,14	-23,53	32,7	-27,69
19. 7. 2007	P23	0	5,99	0	-83,78	0	86,19
27. 9. 2007	J1	24,79	53,33	13,95	-64,15	18,45	-51,69
27. 9. 2007	J2	-46,55	14,29	-32,5	20	13,97	-1,11
3. 7. 2008	J1	-23,06	-25,59	-14,87	-61,13	-32,15	50,62
3. 7. 2008	J2	-58,90	9,18	-37,5	-29,95	24,23	52,28
5. - 7. 3. 2009	J1	0	-6,43	-5,37	-84,41	19,23	76,18
23. - 24. 6. 2009	J2	0	-1,90	0	-28,61	0	41,06
24. - 25. 6. 2009	J2	21	41,33	4,36	-57,14	0	45,73
7. - 8. 7. 2009	J2	-44,48	-24,75	-83,09	3,19	0	3,41
18. 7. 2009	J2	46,78	36,51	-55,66	0	16,34	18,96
23. - 24. 7. 2009	J2	39,07	81,19	-70,48	-164,00	12,43	35,75
27.2. - 1. 3. 2010	J2	-12,97	17,26	-68,39	-13,93	56,23	38,31
1. - 4. 3. 2010	J2	36,82	-0,55	-37,5	-29,65	0	38,49
18. - 24. 3. 2010	J2	0	107,10	0	-47,25	0	58,32

13. - 15. 5. 2010	J2	38,86	-5,67	0	-41,89	0	-4,32
2. - 3. 6. 2010	J2	-12,97	-17,67	38,73	14,46	-19,39	-15,89
18. 7. 2010	J2	7,64	75,28	-32,44	-47,76	20,34	43,89
23. - 24. 7. 2010	J2	-52,62	29,84	40,94	1,49	0	22,49

Tab. 4. Základní charakteristiky utváření hysterezních smyček pro koncentrace amonných kationtů  $\text{NH}_4^+$ , dusičnanových aniontů  $\text{NO}_3^-$  a fosforečnanových aniontů  $\text{PO}_4^{3-}$  v rámci hodnocených srážko-odtokových událostí

<sup>a</sup> parametr zahrnující informace popisující plochu a směr hysterezní smyčky

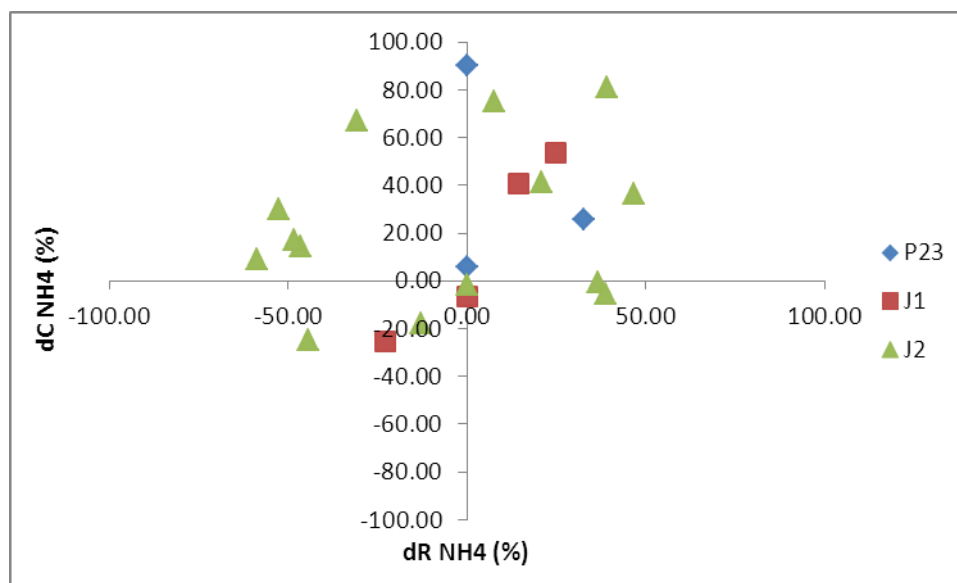
<sup>b</sup> parametr popisující relativní změny v koncentracích iontů v průběhu srážko-odtokové události

Při všech srážko-odtokových událostech byl pro každou ze sledovaných koncentrací látek pozorován vždy stejný vývoj v průběhu epizody. Podle metodiky popsané v kapitole 4.2.1.2. byly následně jednotlivé události bodově zakresleny do grafu (Graf 9, 10, 11) popisujícího velikost a rotaci hysterezních smyček – parametr dR a procentické změny koncentrací jednotlivých sledovaných iontů ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) – parametr dC (Tab. 4.).

- **Amonné kationty ( $\text{NH}_4^+$ )**

Pro koncentrace amonných iontů obecně převažuje kladná hodnota parametru popisující změnu koncentrace (dC) v průběhu události, tedy popisující proces vyplavování látky. Tento parametr dosahuje průměrně hodnoty 2,56% a kladná hodnota parametru dC byla zaznamenána v 68,2% událostí. Hysterezní smyčky však mají podle hodnoty parametru dR velmi variabilní velikost i směr rotace. V 40,9% případech byly zaznamenány srážko-odtokové události s kladnou hodnotou parametru dR, tedy s kladným směrem rotace hysterezní smyčky, v 36,4% bylo dosaženo záporných hodnot parametru dR, smyčky tedy mají směr rotace proti směru hodin a zbývajících 22,7% srážko-odtokových událostí má nejasný variabilní směr rotace a parametr dR má tedy hodnotu nulovou. Tento jev také velmi dobře dokumentoval na povodí řeky Swale v Yorkshire (UK) House a Warwick (1998b).

V grafu 9. je zaneseno všech 22 srážko-odtokových událostí pro amonné ionty (u zbývajících 4 událostí nebyly amonné ionty analyzovány).

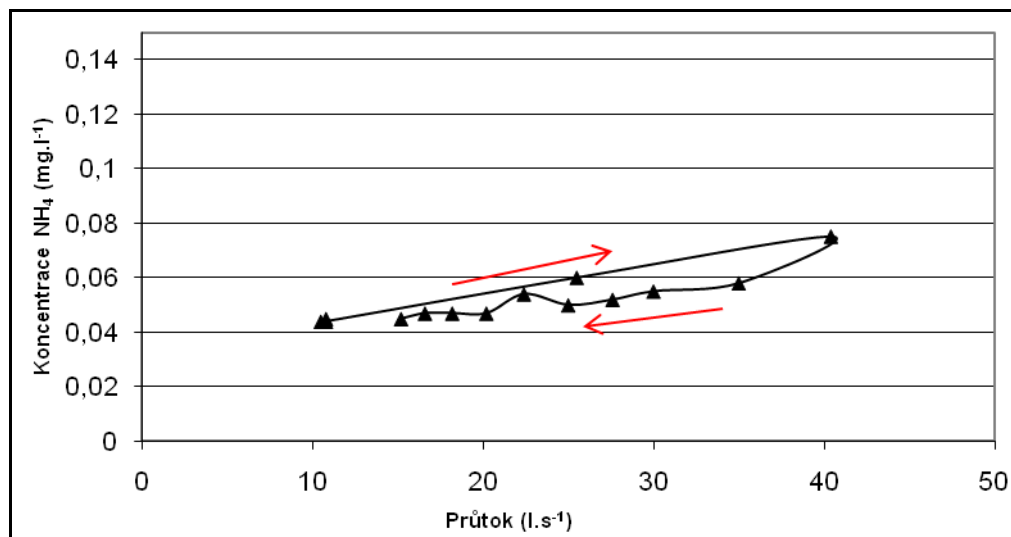


Graf 9. Lokalizace srážko-odtokových událostí pro amonné kationty  $\text{NH}_4^+$  podle popisných parametrů dC (změna koncentrace v průběhu srážko-odtokové události v %) a dR (parametr popisující plochu a rotaci hysterezní smyčky v %) na třech sledovaných subpovodích Jenínského a Kopaninského potoka (J1, J2 a P23)

U všech třech událostí z intenzivně zemědělsky využívaného subpovodí Kopaninského potoka (P23) byly smyčky popisující chování amonných iontů v průběhu srážko-odtokových epizod lokalizovány v kvadrantu A a D. Tyto smyčky zaujímají velmi malou plochu, nemají jednoznačný směr rotace, ale všechny tři popisují proces vyplavování iontů do recipientu. U většiny srážko-odtokových událostí z obou zatravněných mikropovodí Jenínského potoka (J1 a J2) jsou hysterezní smyčky plošně shodné s předchozími případy a rovněž jsou umístěny ve zmíněných dvou kvadrantech. Pouze v pěti případech je změna koncentrace s negativním trendem, tedy vyjadřující proces ředění. Ve všech těchto případech se ale snížení koncentrace amonných iontů pohybuje v těsné blízkosti nulové hodnoty. Obecně lze konstatovat, že dosažené výsledky svědčí o pozvolných a ne příliš výrazných změnách v koncentracích amonných iontů v porovnání s chováním ostatních látek při srážko-odtokových událostech. Tento fakt je potvrzen i výzkumem House a Warwick (1998a) na povodí řeky Swale a jejího přítoku Wiske na severu Velké Británie (Pennines), které je stejně jako povodí Jenínského potoka využíváno převážně jako pastviny. House a Warwick zde dokumentují změny amonných iontů

průměrně o 29% a v extrémních případech maximálně o 47% v průběhu srážko-odtokových událostí.

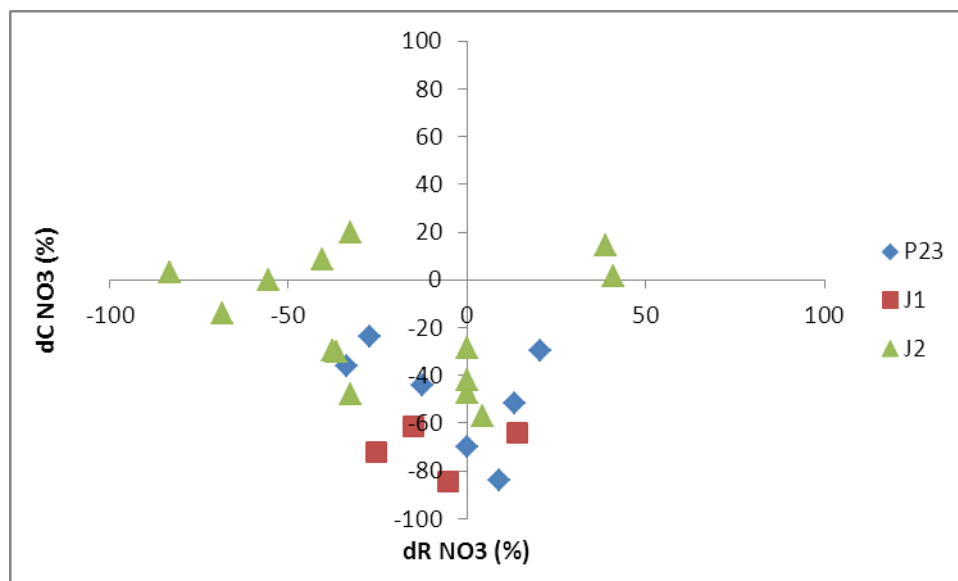
Příklad typického utváření hysterezní smyčky pro amonné kationty s naznačením směru rotace je uveden v grafu 10.



Graf 10. Ukázka utváření hysterezní smyčky amonných kationtů NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pro srážko-odtokovou událost zaznamenanou 24. -25. 6. 2009 na subpovodí J2 na Jenínském potoce; šipkami je naznačen časový průběh události

- **Dusičnanové anionty (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)**

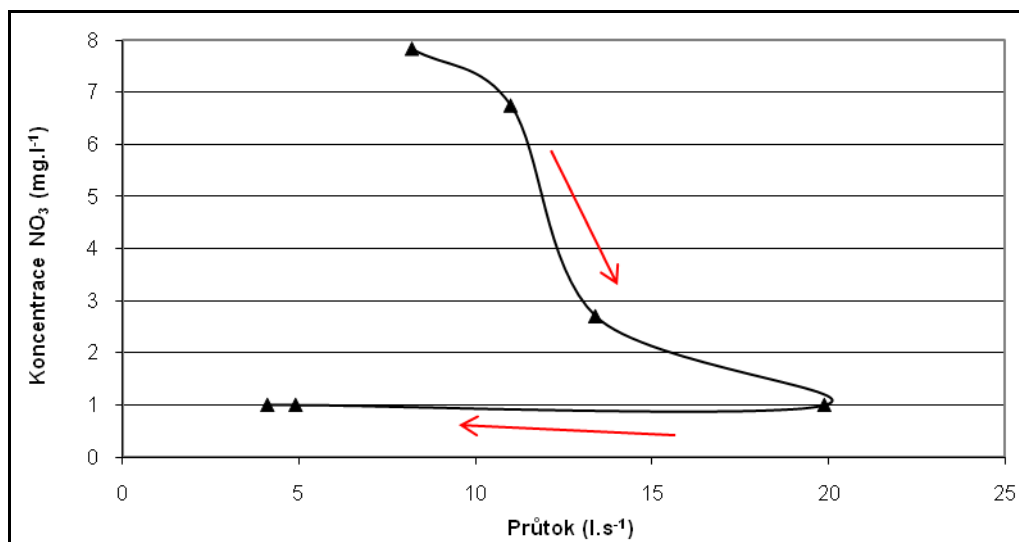
V případě dusičnanových aniontů, byly na rozdíl od amonných kationtů téměř výlučně zaznamenány události se zápornou hodnotou změny koncentrace sledovaného iontu. Na všech třech sledovaných povodích dochází k ředění koncentrace dusičnanů v průběhu srážko-odtokových epizod ( $dC < 0$ ). Pouze celkem u pěti zaznamenaných srážko-odtokových událostí (19%) dosáhl parametr popisující změnu koncentrací v průběhu srážko-odtokové události ( $dC$ ) kladné hodnoty. Zároveň většina zaznamenaných hysterezních smyček (61%) popisujících dusičnanové anionty má podle záporné hodnoty parametru  $dR$  záporný směr rotace, tedy směr proti pohybu hodinových ručiček.



Graf 11. Lokalizace srážko-odtokových událostí pro dusičnanové anionty  $\text{NO}_3^-$  podle popisných parametrů dC (změna koncentrace v průběhu srážko-odtokové události v %) a dR (parametr popisující plochu a rotaci hysterezní smyčky v %) na třech sledovaných subpovodích Jenínského a Kopaninského potoka (J1, J2 a P23)

Smyčky popisující vývoj koncentrací dusičnanových aniontů tak jak byly zaznamenány v průběhu 26 srážko-odtokových událostí, jsou v Grafu 11. umístěny výhradně v kvadrantech B a C. Tyto smyčky mají různě velké plochy a jsou orientovány z 58% proti směru hodin, z 27% po směru hodinových ručiček a zbývajících 15% smyček má nejasný průběh, tedy parametr R popisující rotaci hysterezní smyčky má hodnotu 0.

S výjimkou tří událostí na povodí Jenínského potoka však popisují všechny hysterezní smyčky v průběhu srážko-odtokových událostí proces ředění dusičnanových aniontů. Typická ukázka vývoje koncentrací v závislosti na průběhu průtoku při srážko-odtokové události je znázorněna v grafu 12.



Graf 12. Ukázka utváření hysterezní smyčky dusičnanových aniontů NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pro srážko-odtokovou událost zaznamenanou 24. -25. 6. 2009 na subpovodí J2 na Jenínském potoce; šipkami je naznačen časový průběh události

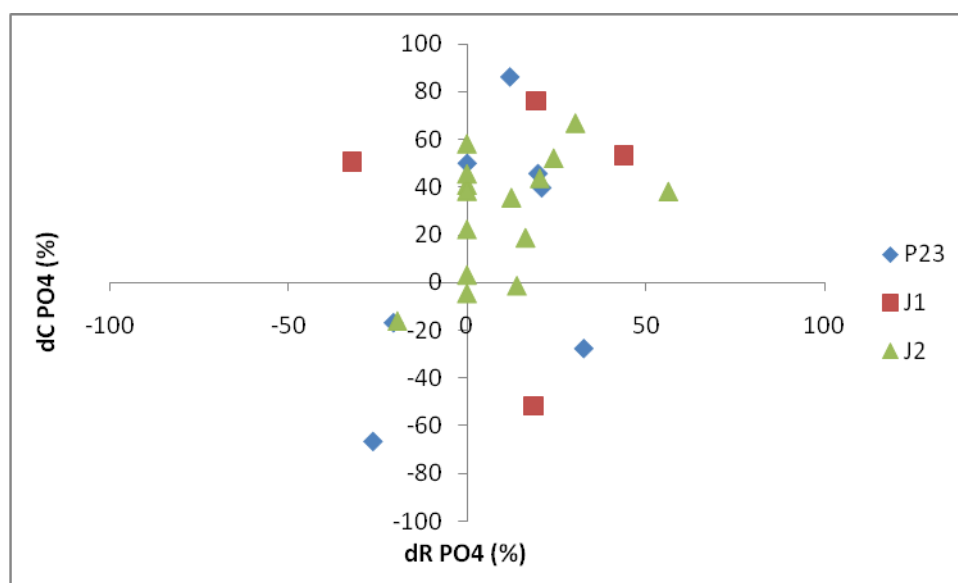
V první fázi srážko-odtokových událostí (vzestupná větev hydrografu) dochází na povodí Jenínského i Kopaninského potoka k prudkému poklesu koncentrací dusičnanů. Pravděpodobnou příčinou tohoto náhlého poklesu koncentrací dusičnanových aniontů je naředění prosakující na dusičnanové anionty chudou srážkovou vodou. Maximální hodnota koncentrace dusičnanových aniontů většinou bývá zaznamenána již na začátku srážko-odtokové události. Po dosažení kulminačního průtoku je pozorován opět mírný nárůst koncentrací dusičnanových aniontů. Návrat k původním hodnotám před srážko-odtokovou událostí je ale velmi pozvolný jak je patrné z grafu 12, který znázorňuje typický vývoj hysterezní smyčky v průběhu srážko-odtokové události. Původních hodnot většinou bývá zaznamenán až po ukončení celé epizody.

Toto chování dusičnanových iontů popisují ve svých výzkumech i Toler (1965) pro území jihozápadní Georgie (USA), Butturini et al. (2006) pro severní Španělsko nebo Jordan a Smith (2005) pro zemědělskou oblast Severního Irsku. Baresel a Destouni (2006) v případové studii povodí Norrström na jihu Švédska konstatují, že jiný vývoj koncentrací dusičnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí než jejich ředění nebyl vůbec zaznamenán.

- **Fosforečnanové anionty ( $\text{PO}_4^{3-}$ )**

Při sledování vývoje koncentrací fosforečnanových aniontů byl v 71 % případech zaznamenán proces zvýšeného vyplavování této látky do vod v průběhu srážko-odtokových epizod, jak naznačují kladné hodnoty parametru dC. Zároveň ale v naprosté většině hodnocených událostí převládá nejasný nebo nejednoznačný směr utváření hysterezní smyčky pro tento aniont.

V následujícím grafu 13. je znázorněna vazba parametrů dC a dR při srážko-odtokových událostech pro koncentrace fosforečnanových aniontů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ).

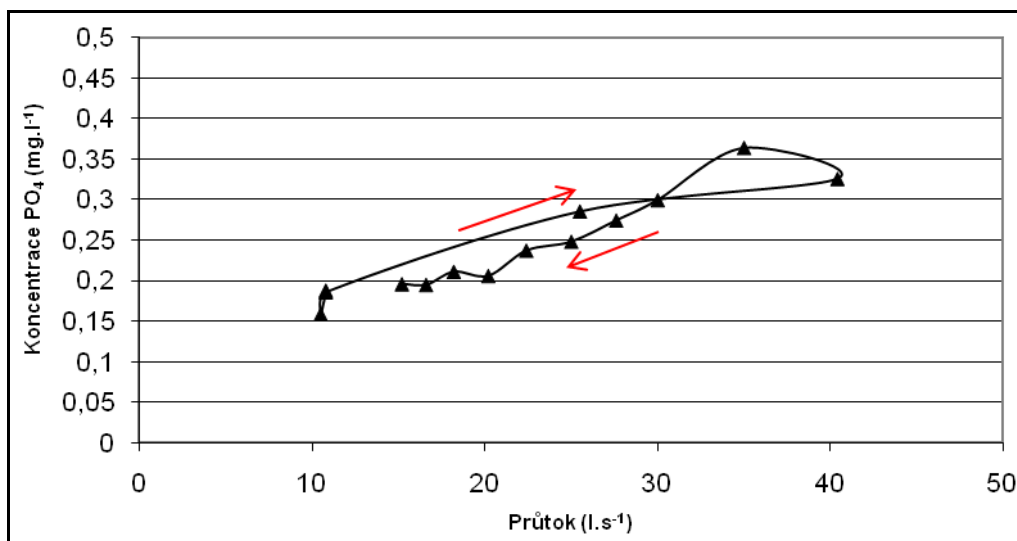


Graf 13. Lokalizace srážko-odtokových událostí pro fosforečnanové anionty  $\text{PO}_4^{3-}$  podle popisných parametrů dC (změna koncentrace v průběhu srážko-odtokové události v %) a dR (parametr popisující plochu a rotaci hysterezní smyčky v %) na třech sledovaných subpovodích Jenínského a Kopaninského potoka (J1, J2 a P23)

Při hodnocení srážko-odtokových událostí z pohledu fosforečnanových aniontů je trend hysterezních smyček z pohledu jejich velikosti a směru nejednoznačný a umístění událostí v jednotlivých kvadrantech grafu je tedy zcela náhodné. Velký počet smyček (42%) má relativně velkou plochu a mají kladnou orientaci – jsou orientovány po směru hodinových ručiček ( $dR > 0$ ). Pouze 23% všech zaznamenaných událostí má obrácenou rotaci, tedy proti směru hodin ( $dR < 0$ ). Tento jev je obecně velmi vzácný a je pozorován jen v ojedinělých případech. Typickým utvářením hysterezních smyček v průběhu srážko-odtokových událostí (34%) ale zůstává vývoj s nejasnou rotací ( $dR = 0$ ), což je v souladu s ukázkou hysterezní smyčky pro fosforečnanové anionty znázorněné v grafu 14. Na



zatravněné lokalitě povodí Jenínského potoka je tento vývoj hysterezních smyček zaznamenán u 45% všech hodnocených srážko-odtokových událostí.



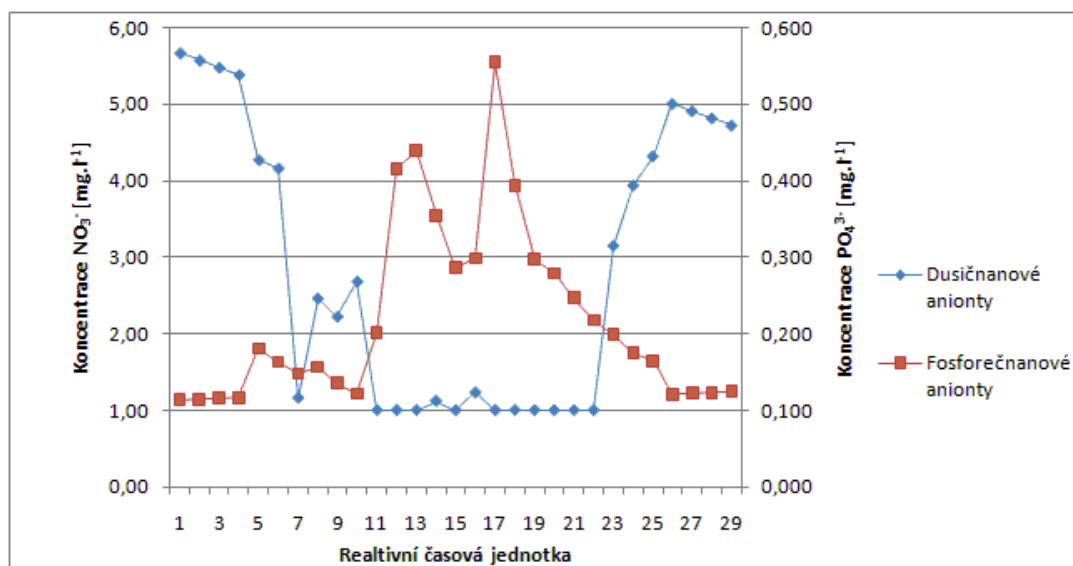
Graf 14. Ukázka utváření hysterezní smyčky fosforečnanových aniontů  $\text{PO}_4^{3-}$  pro srážko-odtokovou událost zaznamenanou 24. -25. 6. 2009 na subpovodí J2 na Jenínském potoce; šipkami je naznačen časový průběh události

Oproti tomu poměrně jednoznačný je vývoj koncentrací fosforečnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí. Z 77% se jedná o proces vyplavování iontů, tedy o nárůst koncentrací ( $dC > 0$ ). V první fázi srážko-odtokové události dochází zpravidla k postupnému narůstání koncentrací fosforečnanových aniontů. Tento trend pokračuje i po dosažení kulminačního průtoku. Maximální koncentrace fosforečnanových aniontů bývá většinou následně dosažena po krátkém časovém úseku (průměrně 1,3 hodiny). Dále pak následuje pomalý pokles koncentrací až do okamžiku dosažení výchozí hodnoty před srážko-odtokovou událostí. Příčinu lze spatřovat ve vymývání fosforečnanových iontů z horninového a půdního profilu při průsaku srážkové vody v počáteční fázi srážko-odtokové události a také ve vyšších koncentracích fosforečnanových aniontů v srážkové vodě. Obrácený vývoj koncentrací fosforečnanových aniontů je zaznamenán pouze v 23% srážko-odtokových událostí. Zpravidla se jedná o srážko-odtokové události s kratší dobou trvání a s nízkou intenzitou srážek, kdy změny koncentrací dosahují v průměru pouze 26,3%.

Tento výsledek byl zaznamenán i na dalších, zemědělsky intenzivně, ale i extenzivně využívaných povodích, jako je např. povodí Eaton v Apalačském pohoří na jihovýchodě USA (Carson et al., 1973) nebo zemědělské povodí Holbeck v Yorkshire – Velká Británie

(Klein, 1984). Náhodnost směrového a plošného utváření hysterezních smyček je rovněž potvrzena výsledky z několika povodí ve Velké Británii (povodí řeky Swale) popsány BOWES et al. (2005) a z povodí Colville River na Aljašce (USA) popsal ARNBORG (1967).

V grafu 15. je ukázáno srovnání typického průběhu průtoků a koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí, tak jak bylo popsáno v této kapitole.



Graf 15. Vývoj koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů v průběhu srážko-odtokové události na povodí Jenínského potoka (J2) ze dne 13. 5. – 15. 5. 2010

Z grafu je jasně patrné synchronní ředění dusičnanových aniontů a nárůst koncentrací fosforečnanových aniontů se vzrůstajícím průtokem v počáteční fázi srážko-odtokové události (na vzestupné větvi hydrografu). Příčinou je pravděpodobně již výše zmíněný průsak srážkové vody půdním profilem, a to prostřednictvím preferenčních cest. V případě dusičnanových aniontů dochází k výraznému naředění koncentrací ve vodě z období před srážko-odtokovou událostí, na dusičnanové anionty chudou srážkovou vodou, podobně jak pro události na západě USA popisuje WAGNER et al. (2008). Na rozdíl od dusičnanových aniontů, koncentrace fosforečnanových aniontů je v průběhu srážko-odtokové události navýšena vymýváním iontů fosforečnanů z půdního prostředí, pomocí průsaku srážkové vody preferenčními odtokovými drahami. Obdobný princip popisuje při srážko-odtokových událostech ZAJÍČEK et al. (2011).

### 5.1.2. Vyhodnocení statistické analýzy dat

Výsledkem statistického vyhodnocení závislosti průtoků a koncentrací jednotlivých prvků při srážko-odtokových epizodách pomocí RDA analýzy jsou ordinační diagramy, uvedené v této kapitole. V tab. 5. jsou uvedeny průměrné, minimální a maximální zaznamenané hodnoty jednotlivých parametrů vstupujících do RDA analýzy pro jednotlivá subpovodí Jenínského potoka (J1, J2) a Kopaninského potoka (P23).

Profil	N	dQt	dQt-1	t	precip	precip-1	RIS:REC	stabil	inf	sklon
J1	4	7,72 (0,3-19,49)	4,31 (2,5-6,2)	52,75 (0-150)	15,33 (0,4-27,9)	13,63 (0,4-31,4)	0,43 (0,19-0,82)	0,98	73,23	9,26 (8,38-11,9)
J2	15	6,25 (0,31-40)	7,51 (1,18-40)	32,67 (0-187)	14,1 (0,4-27,8)	15,9 (0,4-31,4)	0,75 (0,02-3,63)	0,98	65,44	11,6 (7,45-11,9)
P23	7	96,65 (4,72-282)	110,01 (4,72-246,23)	23,29 (2-94)	12,81 (10,5-16,3)	13,44 (10,5-16,3)	0,74 (0,09-1,46)	0,24	57,74	7,58 (7,45-8,38)

Tab. 5. Parametry popisující srážko-odtokové události na subpovodích Jenínského potoka (J1, J2) a Kopaninského potoka (P23) – průměrná hodnota, minimum, maximum

*N* – počet zaznamenaných srážko-odtokových událostí

*dQt* – parametr popisující amplitudu průtoků mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoků, vztahenou k hodnotě základního průtoků

*dQt-1* – parametr popisující amplitudu průtoků mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoků, vztahenou k hodnotě základního průtoků u předcházející srážko-odtokové události.

*t* – parametr popisující dobu, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]

*precip* – parametr popisující celkový úhrn srážek, které byly příčinou hodnocené srážko-odtokové události [mm]

*precip-1* – parametr popisující celkový srážkový úhrn, který byl příčinou předcházející srážko-odtokové události

*RIS:REC* – parametr popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu srážko-odtokové události

*stabil* – parametr popisující zastoupení stabilních ploch (TTP, lesy, vodní plochy) na ploše povodí [%]

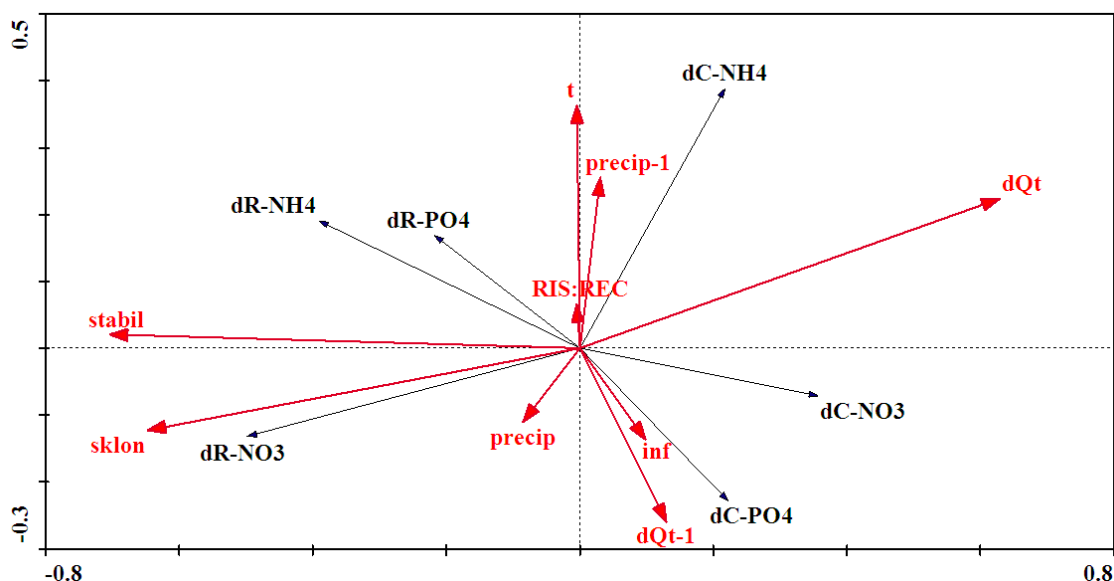
*inf* – parametr popisující podíl půd zařazených do I. a II. kategorie půd podle infiltrace odpovídající metodice Janglová et al. (2003) na ploše povodí [%]

*sklon* – parametr popisující průměrný sklon povodí [%]

Všechny tři sledovaná subpovodí Jenínského potoka (J1, J2) a Kopaninského potoka (P23) jsou podle zaznamenaných hodnot parametrů, popisujících srážko-odtokové události, srovnatelná. Největší odlišnost lze spatřovat v naměřených amplitudách průtoků, a to jak přímo v průběhu srážko-odtokových událostí (*dQt*), tak i v případě průtoků, které vyvolaly předcházející srážko-odtokovou (*dQt-1*).

Nejprve byly do analýzy dat zahrnuty všechny zaznamenané události a do RDA analýzy vstupovaly všechny biogeochemické parametry jako vysvětlované proměnné a

všechny hydrologické parametry popsané v metodice jako proměnné vysvětlující bez využití kovariát (Graf 16).



Graf 16. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček

*dC* – parametr popisující relativní změny v koncentracích iontů v průběhu srážko-odtokové události [%]

*dR* – parametr zahrnující informace popisující plochu a směr hysterezní smyčky [%]

*dQt* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku

*dQt-1* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku u předcházející srážko-odtokové události.

*t* – parametr popisující dobu, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]

*precip* – parametr popisující celkový úhrn srážek, které byly příčinou hodnocené srážko-odtokové události [mm]

*precip-1* – parametr popisující celkový srážkový úhrn, který byl příčinou předcházející srážko-odtokové události

*RIS:REC* – parametr popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu srážko-odtokové události

*stabil* – parametr popisující zastoupení stabilních ploch (TTP, lesy, vodní plochy) na ploše povodí [%]

*inf* – parametr popisující podíl půd zařazených do I. a II. kategorie půd podle infiltrace odpovídající metodice Janglová et al.(2003) na ploše povodí [%]

*sklón* – parametr popisující průměrný sklón povodí [%]

Na základě Monte Carlo permutačního testu byly jako statisticky průkazné parametry označeny parametry INF, STABIL, dQt a PRECIP-1. Souhrnně tyto čtyři parametry vysvětlují 83% celkové variability, přičemž první dva zmíněné parametry dohromady vysvětlují 47% celkové variability.

Analýzou byla zjištěna především pozitivní vazba mezi parametrem STABIL, popisujícím zastoupením stabilních krajinných struktur v území a parametry, které popisují změnu koncentrací dusičnanových (dC-NO<sub>3</sub>) a fosforečnanových (dC-PO<sub>4</sub>) aniontů

v recipientu. Na zvyšování změn v koncentracích obou zmíněných iontů má podle očekávání nejvýraznější podíl absence stabilních součástí krajiny (les, travní porosty a mokřady). Lze tedy konstatovat, že při vyšším zastoupení stabilních krajinných struktur v povodí dochází k výraznému snížení změn v koncentracích fosforečnanových ale především dusičnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí. Naopak na změny koncentrací amonných iontů nemá hodnota parametru STABIL téměř žádný vliv.

Tento výsledek dokládá snížením koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů v zalesněných a zatravněných povodích oproti orné a zastavěné půdě Siwek et al. (2011) pro povodí v podobných geografických podmínkách jako v ČR (úbočí Karpat, Polsko).

Parametr STABIL má také výrazný vliv na utváření hysterezních smyček amonných kationtů a fosforečnanových a dusičnanových aniontů z hlediska jejich plochy a směru rotace. Se snižujícím se podílem stabilních částí krajiny v povodí dochází ke zmenšování plochy hysterezních smyček a často také k poklesu parametru dR hlouběji pod nulovou hodnotu.

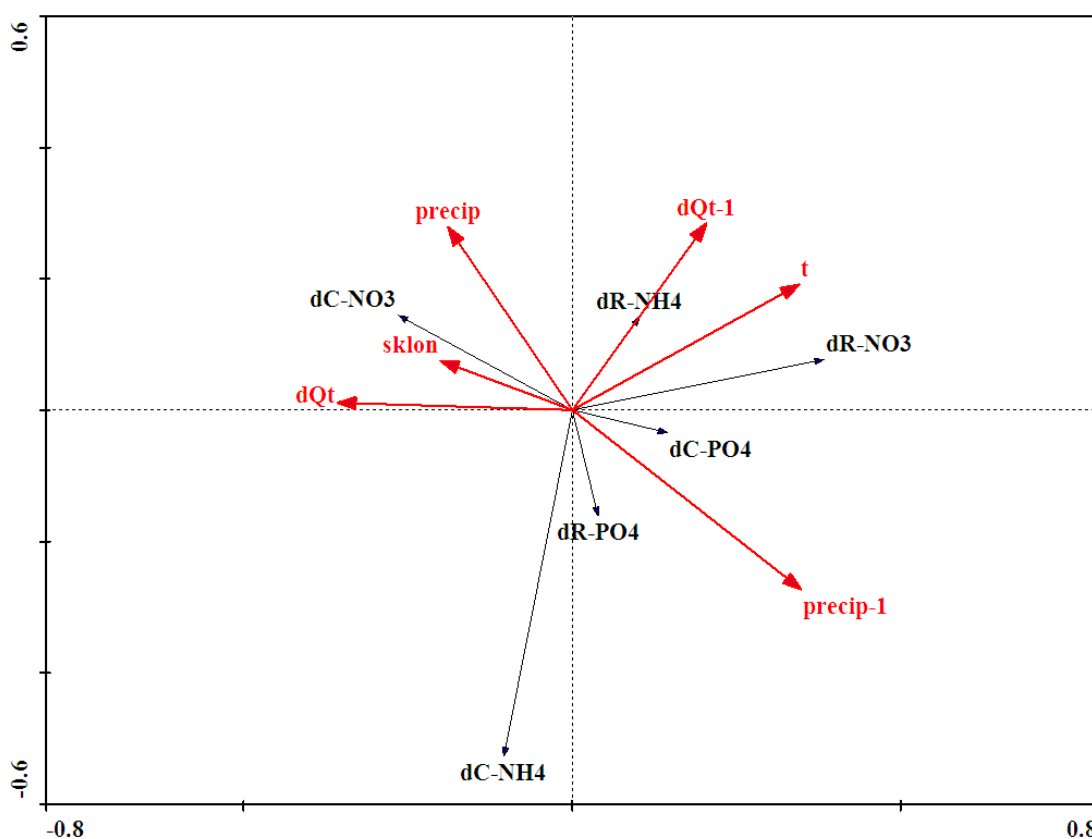
Parametr INF, popisující podíl infiltračně zranitelných půd na studovaných povodích má rovněž výrazný vliv na změny koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí. Z ordinačního diagramu lze vyvodit závěr, že v povodích s vyšším zastoupením infiltračně zranitelných půd dochází k výraznějšímu kolísání hodnot koncentrací fosforečnanových i dusičnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí. Stejně jako u parametru STABIL ani tento parametr nemá přímý vliv na změnu koncentrací amonných kationtů.

Rovněž pro směr a velikost hysterezních smyček všech tří sledovaných iontů má parametr INF neopominutelný význam. Prokázalo se, že s vyšším zastoupením infiltračně zranitelných půd na povodích dochází ke snižování parametrů popisujících směr a velikost hysterezních smyček v průběhu srážko-odtokových událostí, tedy dochází ke zmenšení plochy hysterezních smyček a k rotaci proti směru hodinových ručiček.

Vliv popsaných dvou parametrů (STABIL a INF), respektive jejich kombinace, na utváření koncentrací nutrientů jak při extrémních srážko-odtokových událostech, tak i při běžných průtocích je popsán rovněž mnoha autory jako např. Butturini et al. (2006), Worrall a Burt (1999), Stutter et al. (2008) nebo Poor a McDonnell (2007). V České republice byl vliv zastoupení jednotlivých způsobů využití půdy a infiltračně zranitelných půd, tak jak

jsou popsány výše zmíněnými dvěma parametry (STABIL a INF) zkoumán především v oblasti krystalinika. Nezastupitelný vliv těchto dvou parametrů na utváření jakosti povrchových, ale i drenážních vod v povodí vodárenské nádrže Švihov popsal ve své práci Fučík et al. (2010) a Lexa et al. (2006).

Vzhledem k tomu že byl touto analýzou potvrzen předem očekávaný význam zmíněných dvou parametrů, byly oba zařazeny do RDA analýzy jako kovariáty, tak jak je popsáno v kapitole Metodika. Výsledný ordinační diagram následné analýzy je uveden v Graf 17.



Graf 17. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček při použití parametrů STABIL a INF jako kovariát

- dC* – parametr popisující relativní změny v koncentracích iontů v průběhu srážko-odtokové události [%]
- dR* – parametr zahrnující informace popisující plochu a směr hysterezní smyčky [%]
- dQt* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztahenou k hodnotě základního průtoku
- dQt-1* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztahenou k hodnotě základního průtoku u předcházející srážko-odtokové události.
- t* – parametr popisující dobu, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]
- precip* – parametr popisující celkový úhrn srážek, které byly příčinou hodnocené srážko-odtokové události [mm]

*precip-1 – parametr popisující celkový srážkový úhrn, který byl příčinou předcházející srážko-odtokové události*

*RIS:REC – parametr popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu srážko-odtokové události*

*stabil – parametr popisující zastoupení stabilních ploch (TTP, lesy, vodní plochy) na ploše povodí [%]*

*inf – parametr popisující podíl půd zařazených do I. a II. kategorie půd podle infiltrace odpovídající metodice Janglová et al. (2003) na ploše povodí [%]*

*sklon – parametr popisující průměrný sklon povodí [%]*

Po použití parametrů STABIL a INF jako kovariát dosáhly statisticky významné hladiny pouze dva parametry, a to parametr dQt a PRECIP-1, které souhrnně vysvětlují 36% celkové variability datového souboru. Velmi podstatná je vazba statisticky průkazného parametru dQt na parametry popisující změny koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů. Obecně lze konstatovat, že vyšší nárůst průtoku v průběhu srážko-odtokové události, zapříčiňuje většinou nižší hodnotu parametru dC-NO<sub>3</sub>, který popisuje změnu koncentrací dusičnanových aniontů, a zároveň vyšší hodnotu parametru dC-PO<sub>4</sub>, který popisuje změny v koncentracích fosforečnanových aniontů.

Tento předpoklad byl potvrzen na všech třech sledovaných mikropovodích Jenínského potoka (J1 a J2) a Kopaninského potoka (P23), kde byly při srážko-odtokových událostech s nižší amplitudou průtoku zaznamenány vyšší a často kladné hodnoty parametru dC-NO<sub>3</sub>. U těchto srážko-odtokových událostí lze také doložit vliv parametru dQt na rotaci a velikost hysterezních smyček pro dusičnanové anionty, popsané parametrem dR-NO<sub>3</sub>. I pro tento parametr platí, že při srážko-odtokových událostech s menšími změnami průtoku jsou zaznamenány kladné hodnoty parametru dR-NO<sub>3</sub>. Vznikají tak hysterezní smyčky orientované po směru hodinových ručiček s relativně větší plochou smyčky. Stejný výsledek byl zaznamenán i pro parametr dR-PO<sub>4</sub>. I pro fosforečnanové anionty tedy platí, že při srážko-odtokových událostech s menšími změnami průtoků jsou hysterezní smyčky popisující tyto události orientované buď po směru hodinových ručiček, nebo častěji s nejasnou rotací (dR=0) a tyto smyčky mají větší plochu.

Na hodnoty parametru popisujícího změny koncentrací amonných kationtů v průběhu srážko-odtokových událostí (dC-NH<sub>4</sub>) ani na orientaci a plochu těchto smyček (dR-NH<sub>4</sub>) nemá velikost změny průtoku popsaná parametrem dQt významný vliv.

Výrazný vliv velikosti změn průtoků na změny koncentrací dusičnanových i fosforečnanových aniontů prokazují ve svých pracích na zemědělsky využívaných povodích také Butturini et al. (2006) pro povodí na severovýchodě Španělska a Jarvie et al. (2008) pro povodí ve Walesu (UK).

Parametr PRECIP-1 (popisuje srážkový úhrn v průběhu předchozí srážko-odtokové události) má silně pozitivní vliv na utváření změny koncentrace dusičnanových aniontů, na rozdíl od amonných kationtů, kde je pozitivní ovlivnění změn koncentrací parametrem předcházejících srážek (PRECIP-1) jen velmi slabé. Čím silnější a srážkově vydatnější byla předcházející srážko-odtoková událost, tím vyšší je hodnota parametru dC-NO<sub>3</sub> i dC-NH<sub>4</sub>, a tím větší je také odnos dusičnanového a amonného iontu z povodí. Naopak předcházející vydatné srážky negativně působí na velikost změn koncentrací fosforečnanových aniontů, které jsou díky tomu při srážko-odtokové události vyplavovány v mnohem menší míře.

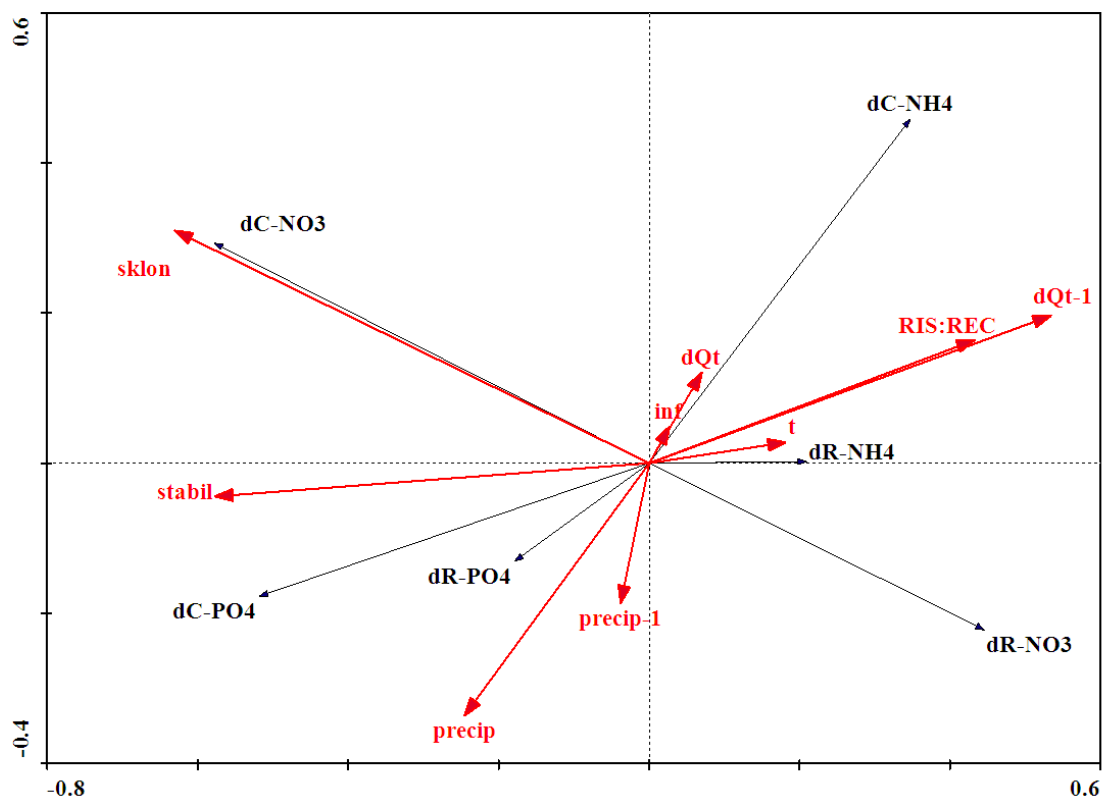
Tyto výsledky jsou naprosto v souladu s výzkumem Ramos a Martínez-Casasnovas (2009) ve vinařské oblasti severovýchodního Španělska, kde byl prokázán stejný trend změn koncentrací dusičnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí.

Z pohledu utváření hysterezních smyček lze z ordinačního diagramu vyvodit jednoznačnou souvislost mezi velikostí a směrem hysterezních smyček dusičnanových (dR-NO<sub>3</sub>) a fosforečnanových (dR-PO<sub>4</sub>) aniontů s velikostí předcházející srážky (PRECIP-1). Lze konstatovat, že čím je větší předcházející srážko-odtokové události úhrn srážek, tím pravděpodobněji dochází ke vzniku hysterezních smyček pro dusičnanové anionty s relativně velkou plochou a rotací po směru hodinových ručiček. Pro fosforečnanové anionty je závislost naprosto opačná. Při větším srážkovém úhrnu u předcházející srážko-odtokové události, jsou následně zaznamenány hysterezní smyčky s větší plochou smyčky a s nejednoznačnou a méně často i se zápornou rotací.

V případě amonných kationtů je velikost a směr hysterezní smyčky ovlivněna více amplitudou průtoku v průběhu události než podmínkami, které události předcházejí. Při událostech s menším nárůstem hodnot průtoků jsou tedy hysterezní smyčky spíše větší a orientované po směru hodinových ručiček. Při větších srážko-odtokových událostech se hysterezní smyčky zmenšují, a jejich směr se často mění.

Tento jev popisuje ve své práci také Klein (1984) pro letní konvektivní bouřky s vysokou intenzitou srážek.





Graf 18. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček při letních srážko-odtokových událostech

*dC* – parametr popisující relativní změny v koncentracích iontů v průběhu srážko-odtokové události [%]

*dR* – parametr zahrnující informace popisující plochu a směr hysterezní smyčky [%]

*dQt* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku

*dQt-1* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku u předcházející srážko-odtokové události.

*t* – parametr popisující dobu, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]

*precip* – parametr popisující celkový úhrn srážek, které byly příčinou hodnocené srážko-odtokové události [mm]

*precip-1* – parametr popisující celkový srážkový úhrn, který byl příčinou předcházející srážko-odtokové události

*RIS:REC* – parametr popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu srážko-odtokové události

*stabil* – parametr popisující zastoupení stabilních ploch (TTP, lesy, vodní plochy) na ploše povodí [%]

*inf* – parametr popisující podíl půd zařazených do I. a II. kategorie půd podle infiltrace odpovídající metodice Janglová et al. (2003) na ploše povodí [%]

*sklon* – parametr popisující průměrný sklon povodí [%]

Do této analýzy byly zahrnuty pouze epizody, které byly vyvolány dlouhodobými nebo krátkodobými dešťovými srážkami v období mezi 1. 4. do 31.10 (Graf 18.). Je tedy záměrně vynecháno 6 srážko-odtokových událostí vyvolaných táním sněhové pokrývky v jarním období. V porovnání s předchozí analýzou nebyly žádné parametry zahrnuty jako kovariáty.

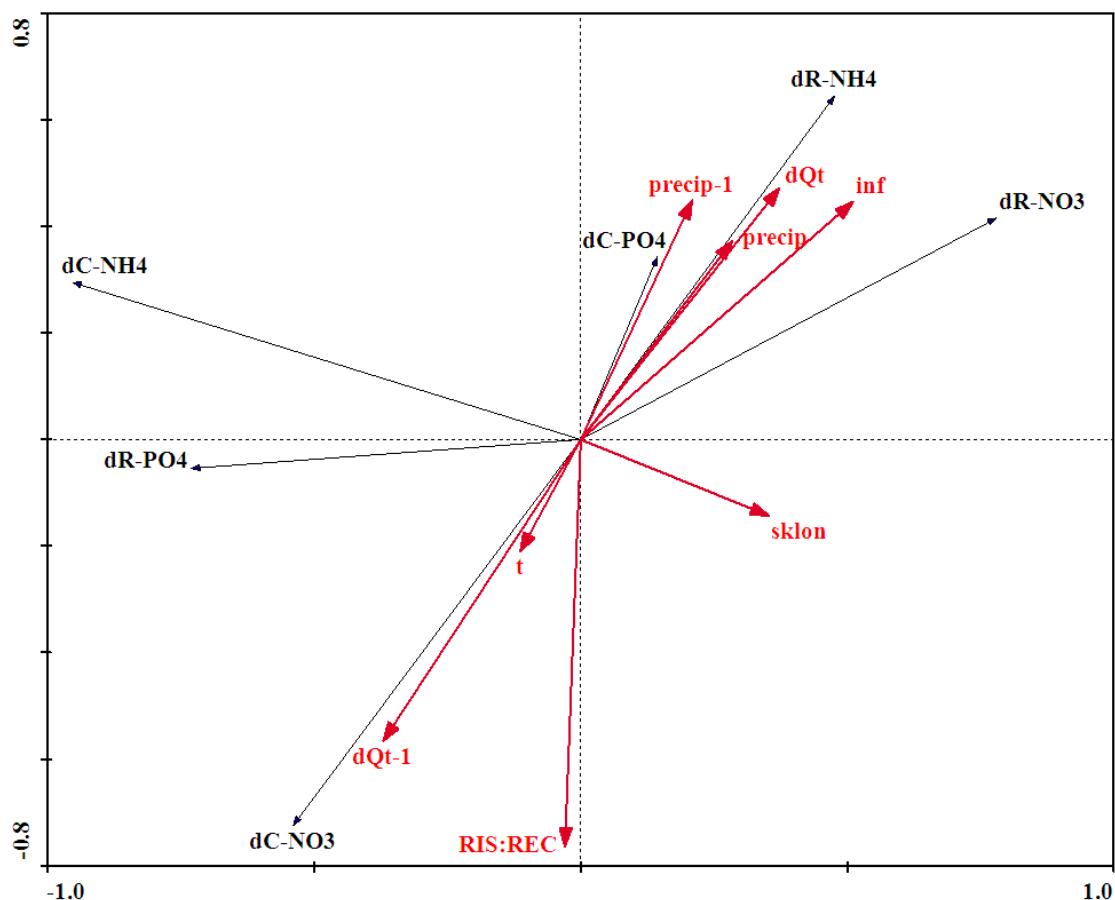
Statisticky významné úrovně při otestování Monte Carlo permutačním testem dosáhly tři parametry, a to STABIL, RIS:REC a PRECIP. Celkem tyto tři faktory vysvětlují 79% celkové variability. Vliv parametru STABIL (zastoupení stabilních částí struktury krajiny) na utváření změny v koncentracích jednotlivých sledovaných látek je totožný jako v případě, kdy bylo testováno všech 26 srážko-odtokových událostí včetně událostí způsobených jarním táním.

Rovněž v průběhu vegetačního období je zjištěná závislost změn koncentrací dusičnanových aniontů, fosforečnanových aniontů a amonných kationtů na uspořádání krajinné struktury a jejích stabilních součástí, respektive způsobu využití území, potvrzena celou řadou autorů. Tato závislost je popsána např. na povodí vodárenské nádrže Švihov v publikaci Kvítek (1999) pro koncentrace dusičnanových aniontů, na území jihovýchodního Irsku v publikaci Neill (1989) pro dusičnanové a fosforečnanové anionty i amonné kationty nebo Correl a Dixon (1980) na území Rhode River v Maryland (USA), kde je touto proměnnou (STABIL) vysvětleno až 89% variability v koncentracích dusičnanů.

Zbývající dva parametry, které byly označeny jako statisticky průkazné, tedy parametry RIS:REC (popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu) a PRECIP (popisující úhrn srážek v průběhu srážko-odtokové události), hrají nezanedbatelnou roli v utváření změn koncentrací amonných a fosforečnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí. Na rozdíl od těchto dvou komponent změny koncentrací dusičnanových aniontů na hodnoty popsaných dvou parametrů reagují jen velmi málo. Stejně tvrzení je možné aplikovat i na utváření směru a velikosti hysterezních smyček pro všechny tři anionty. Obecně lze v souladu s dosaženými výsledky konstatovat, že srážkově vydatnější události s rychlejším nástupem zvyšují především transport fosforečnanových aniontů z povodí do vodních toků, zatímco vyšší vyplavování amonných iontů nastává při delších méně srážkově vydatných událostech s dlouhou vzestupnou větví hydrografu. Změny koncentrací dusičnanových aniontů v průběhu srážko-odtokových událostí nejsou těmito dvěma parametry příliš ovlivněny a hlavním faktorem ovlivňujícím jejich chování při sledovaných epizodách zůstává, tak jak bylo výše popsáno, způsob využití území, respektive podíl zastoupení stabilních krajinných struktur.

Ovlivněním změn koncentrací fosforečnanových, dusičnanových a amonných iontů při srážko-odtokových událostech se obecně zabýval ve svém výzkumu také Bertrand-Krajewski (1998), který pro území vybraných 12 povodí v Německu popisuje rovněž vliv srážkových úhrnů a rychlosti nástupu povodňové události.

Poslední analýza (Graf 19.) zahrnovala pouze srážko-odtokové události, které vznikly jako důsledek tání sněhové pokrývky v jarním období.



Graf 19. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček při srážko-odtokových událostech v důsledku tání sněhu

*dC* – parametr popisující relativní změny v koncentracích iontů v průběhu srážko-odtokové události [%]

*dR* – parametr zahrnující informace popisující plochu a směr hysterezní smyčky [%]

*dQt* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku

*dQt-1* – parametr popisující amplitudu průtoku mezi hodnotou na počátku srážko-odtokové události a kulminační hodnotou průtoku, vztaženou k hodnotě základního průtoku u předcházející srážko-odtokové události.

*t* – parametr popisující dobu, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]

*precip* – parametr popisující celkový úhrn srážek, které byly příčinou hodnocené srážko-odtokové události [mm]

*precip-1* – parametr popisující celkový srážkový úhrn, který byl příčinou předcházející srážko-odtokové události

*RIS:REC* – parametr popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu srážko-odtokové události

*stabil* – parametr popisující zastoupení stabilních ploch (TTP, lesy, vodní plochy) na ploše povodí [%]

*inf* – parametr popisující podíl půd zařazených do I. a II. kategorie půd podle infiltrace odpovídající metodice Janglová et al. (2003) na ploše povodí [%]

*sklón* – parametr popisující průměrný sklón povodí [%]

Úrovně statistické průkaznosti dosáhly pouze parametry dQt a RIS:REC. Tyto srážko-odtokové události mívají na rozdíl od typických letních epizod velmi specifický průběh, většinou s dlouhou dobou doběhu události a tím také s velmi nízkými hodnotami parametru RIS:REC. Pro tyto události rovněž platí, že rychlejší události s větším nárůstem průtoků, kdy je tání způsobené zvyšující se teplotou vzduchu podpořeno i srážkami, způsobují výraznější vzestup koncentrací fosforečnanových aniontů ve vodě, tak jak již bylo konstatováno v komentáři ke grafu 18. Při tomto typu srážko-odtokových událostí, ale naopak dochází jen k velmi malým rozdílům v koncentracích dusičnanového aniontu, který je zpravidla ve větší míře vyplaven až v období následujícím bezprostředně po tání sněhové pokrývky. Na rozdíl od zmíněných dvou aniontů ( $\text{NO}_3^-$  a  $\text{PO}_4^{3-}$ ) je vývoj koncentrací amonného kationtu na popsáných parametrech (RIS:REC, dQt) naprosto nezávislý.

Při srážko-odtokových událostech vyvolaných táním sněhu byla rovněž zjištěna velmi úzká vazba mezi utvářením hysterezních smyček amonných a dusičnanových iontů a oběma hydrologickými parametry, které byl RDA analýzou potvrzeny jako statisticky průkazné (RIS:REC a dQt). Při typických epizodách tání, tak jak jsou popsány výše, tedy s delší dobou doběhu a tím i s nízkými hodnotami parametru RIS:REC, se objevují častěji hysterezní smyčky pro dusičnanové a amonné ionty s většími plochami, ale často se záporným nebo nejasným směrem rotace. Podobné hysterezní smyčky, ale s menší plochou, byly identifikovány i pro fosforečnanové anionty.

Obdobné závěry uvádí ve své práci z povodí Mustajoki-Pääjärvi ve Finsku i Bärlund et al. (2009), který rovněž přímo v srážko-odtokových událostech spojených s táním sněhu popisu jen malé změny v koncentracích dusičnanových aniontů. Zároveň upozorňuje na následné zvýšené vyplavování dusičnanového aniontu v doběhu povodňové vlny, stejně jak potvrdil Petrone et al. (2007) pro povodí Kryklan u pobřeží Baltského moře.

## 5.2. Modelování pomocí softwaru SWAT

Druhá část disertační práce byla zaměřena na modelování vlivu různých scénářů uspořádání krajinných struktur na povodí Kopaninského potoka na průtok a koncentrací dusičnanových aniontů. Nejprve byla provedena kalibrace a validace modelu SWAT, a to v prvním kroku pro hodnoty průtoků a v druhém kroku pro hodnoty koncentrací. Následně bylo do kalibrovaného a verifikovaného modelu postupně vkládáno šest různých scénářů uspořádání krajinných struktur a vyhodnocován jejich dopad na sledované ukazatele kvantity a kvality vody.

### 5.2.1. Kalibrace a ověření modelu SWAT

Vzhledem k tomu, že model SWAT obsahuje velké množství popisných parametrů, bylo potřeba nejprve určit parametry, které jsou z pohledu kalibrace modelu nejdůležitější. Pro tyto účely byl nejprve sestavený model podroben citlivostní analýze. Na základě výsledků integrované LH-OAT analýzy bylo vybráno šest kalibračních parametrů pro hodnoty průtoků a dva kalibrační parametry pro hodnoty koncentrací dusičnanových aniontů. Jednotlivé parametry, které byly již výše zmíněny v kapitole Metodika, jsou včetně použitých hodnot uvedeny v tabulce 6.

	Minimální hodnota	Maximální hodnota	Použitá metoda <sup>h</sup>	Výsledná hodnota
GWQMIN <sup>a</sup>	-1000	1000	2	-120
ALFA_BF <sup>b</sup>	0	1	1	0,38
ESCO <sup>c</sup>	0	1	1	0,01
SOL_K <sup>d</sup>	-100%	100%	3	17%
CN2 <sup>e</sup>	-100%	100%	3	19%
SOL_NO3 <sup>f</sup>	-25%	25%	3	-2,5%
N_PERCO <sup>g</sup>	0	1	1	0,41

Tab. 6. Nastavení kalibračních parametrů modelu SWAT pro kalibraci průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U)

<sup>a</sup> výška hladiny mělké podzemní vody (mm)

<sup>b</sup> parametr základního odtoku (dny)

<sup>c</sup> kompenzační faktor evaporace

<sup>d</sup> nasycená hydraulická vodivost (mm/hod)

<sup>e</sup> číslo odtokové křivky

<sup>f</sup> počáteční obsah  $\text{NO}_3^-$  v půdě

<sup>g</sup> koeficient průsaku dusíku

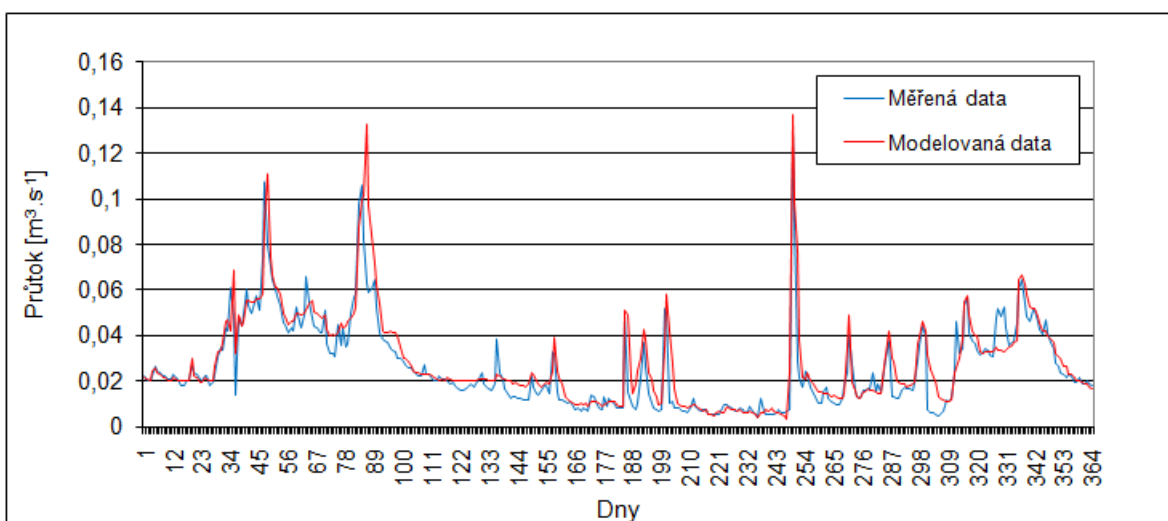
<sup>h</sup> 1. změna a nahrazení původní hodnoty parametru parametrem novým; 2. postupné připočítávání konstantního korekčního faktoru k původní hodnotě parametru; 3. násobení původní hodnoty parametru korekčním faktorem, vytvořeným jako procentická část původní hodnoty.

Lze konstatovat, že zvolené kalibrační parametry a metody jsou obecně využívány pro kalibraci průtoků i dusičnanového aniontu i dalšími autory. Výsledné hodnoty byly upraveny na základě reálných měření, případně podle dostupných relevantních literárních pramenů.

- **Výsledky kalibrace**

Po úpravě vstupních hodnot výše zmíněných parametrů byla provedena nejprve kalibrace průtoků pro rok 2007, která je popsána následujícími statistickými charakteristikami: Nash-Sutcliffe  $E = 0,807$ ;  $R^2 = 0,848$ ;  $ME = 0,003 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Výsledné porovnání datové řady průtoků reálně měřených na uzávěrovém profilu T7U v průběhu roku 2007 s datovou řadou simulovaných hodnot z kalibrace modelu SWAT je uvedeno v grafu 20.



Graf 20. Porovnání měřených a modelovaných datových řad průtoků pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu kalibrace pro rok 2007

Po dokončení kalibrace průtoků vykázala poslední simulace výše popsané statistické charakteristiky. Hodnota Nash-Sutcliffova koeficientu  $E = 0,807$  prokazuje již poměrně dobrou shodu mezi simulovanými a naměřenými hodnotami průtoků. O dobré shodě datových řad svědčí i vysoká hodnota koeficientu  $R^2$ , která po ukončení kalibrace dosahuje 0,848.

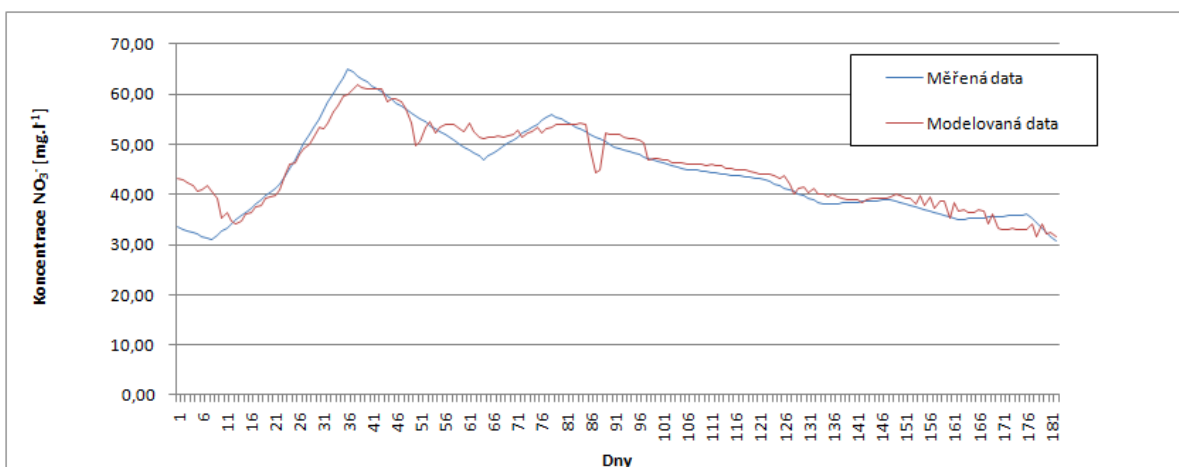
Tyto hodnoty jsou srovnatelné s výsledky kalibrací denních hodnot průtoků pro povodí podobné velikosti v Irsku (Clarianna), kde Nasr et al. (2007) dosáhl pro povodí o rozloze  $15 \text{ km}^2$  hodnoty Nash-Sutcliffova koeficientu 0,72-0,91, nebo pro povodí

Mahantango Creek v Pennsylvanii (USA) o rozloze 7 km<sup>2</sup>, kde bylo dosaženo Van Liew et al. (2007) po ukončení kalibrace hodnoty  $E = 0,69$ .

Hodnotu Nash-Sutcliffova koeficientu ovlivnily především nepřesnosti v simulaci hodnot průtoků v případě srážko-odtokových událostí a krátkých období, které jim těsně následují. V těchto obdobích dochází typicky k nadhodnocení kulminačních průtoků. Tento fakt je demonstrován zejména časnými jarními srážko-odtokovými epizodami, kdy je průtok nadhodnocen až o 25% proti měřené hodnotě. Potvrzením těchto srovnání je i hodnota parametru průměrné chyby ME, který pro kalibraci modelu dosahuje hodnot 0,0026, tedy ukazuje na mírné nadhodnocování simulovaných dat v průběhu celého časového období.

Období, která těsně následují srážko-odtokovým epizodám, bývají v některých případech zatížena chybou v simulaci průtoků, a to z důvodu nevyhovující reakce modelu na krátkodobé snížení průtoků v průběhu zaznamenané epizody, nebo na epizody, které následují po sobě v krátkém časovém sledu. Neitsch et al. (2005) připisuje tyto chyby špatné prostorové distribuci údajů ze srážkoměrných stanic na ploše povodí. Tento problém je pravděpodobným vysvětlením chyb v simulacích průtoků i na povodí Kopaninského potoka, pro které byly použita data z meteorologických stanic (Obr. 10.).

Při kalibraci dusičnanových aniontů byla využita čtrnáctidenní datová řada koncentrací z roku 2007, a to z první poloviny roku. Výsledné hodnoty kalibrace dusičnanových aniontů jsou uvedeny v Graf 21. a jsou charakterizovány následujícími statistickými hodnotami: Nash-Sutcliffe  $E = 0,886$ ;  $R^2 = 0,865$ ;  $ME = 0,729 \text{ mg.l}^{-1}$ .



Graf 21. Porovnání měřených a modelovaných datových řad koncentrací dusičnanových aniontů pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu kalibrace pro první polovinu roku 2007 (1. 1. 2007 – 30. 6. 2007)

Po ukončení kalibrace dusičnanových aniontů dosáhl Nash-Sutcliffův koeficient hodnoty 0,886, která nasvědčuje relativně dobré shodě mezi měřenými a simulovanými hodnotami. Rovněž hodnota koeficientu determinace je poměrně vysoká ( $R^2 = 0,865$ ). Studií, které by se zabývaly kalibrací a validací modelu SWAT pro dusičnanové anionty s kratším než měsíčním časovým krokem a pro srovnatelně velká povodí, není mnoho. Jednou z nich je práce Behera a Panda (2006), prováděna na povodí Kapgari (Indie) s výměrou 9,73 km<sup>2</sup>. Výsledné statistické charakteristiky popisující proces kalibrace dusičnanových aniontů s denním časovým krokem byly v tomto případě Nash-Sutcliffův koeficient v hodnotě 0,92 a koeficient determinace s hodnotou 0,93.

Nižší dosažené hodnoty statistických ukazatelů pro kalibraci na povodí Kopaninského potoka jsou způsobeny relativně krátkým časovým úsekem použitým pro proces kalibrace a také čtrnáctidenním intervalem odběru vzorků pro rozbor dusičnanového aniontu. Ani jeden z uvedených problémů ale není v rozporu s metodickým postupem a doporučeními prezentovanými Neitsh et al. (2005).

- **Výsledky validace**

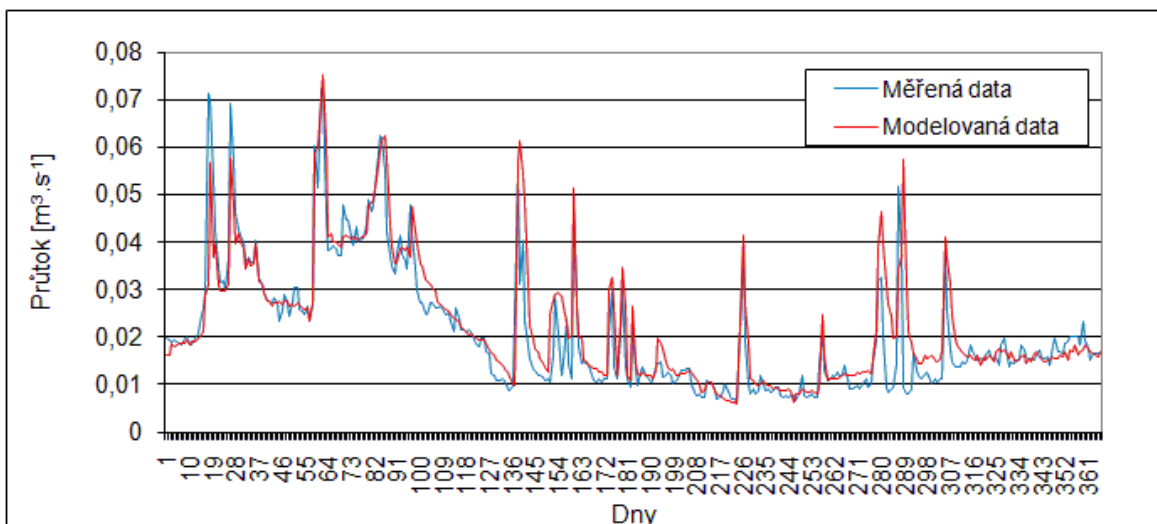
Kalibrovaný model pro povodí Kopaninského potoka byl následně, před spuštěním simulací jednotlivých navržených scénářů, ověřen na datech z dalšího časového období.

Nejprve bylo ověření zaměřeno na hodnoty průtoků. Pro validaci byla využita data z roku 2008. Výsledné statistické hodnoty charakterizující ukončený proces validace průtoků jsou: Nash-Sutcliffe E = 0,773;  $R^2 = 0,796$ ; ME = 0,002 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Porovnání datových řad naměřených a simulovaných hodnot průtoků z procesu validace je uvedeno v grafu 22.

Dosažené výsledné hodnoty jsou mírně nižší než v případě kalibrace. Potvrdil se obecně známý fakt, že nastavení parametrů, které bylo v modelu zadáno pro období kalibrace, neodpovídají zcela potřebám období validace.

Modelované hodnoty jsou v průběhu téměř celého období mírně nadhodnoceny, jak dokládá také kladná hodnota koeficientu ME. Největší problém působí nastavení hodnot, které při kalibraci zaručovaly dobrou shodu hodnot průtoků v obdobích se zvýšenými průtoky. Stejně jako v případě kalibrace dochází k nepřesnostem v obdobích nejvyšších průtoků. Opět se prokázalo, že model nepřesně interpretuje průběh srážko-odtokových událostí, které následují za sebou ve velmi krátkém časovém sledu. Stejně tak dochází k nepřesnostem při náhlém poklesu průtoků v průběhu srážko-odtokových událostí, jak bylo rovněž prokázáno již v procesu kalibrace.

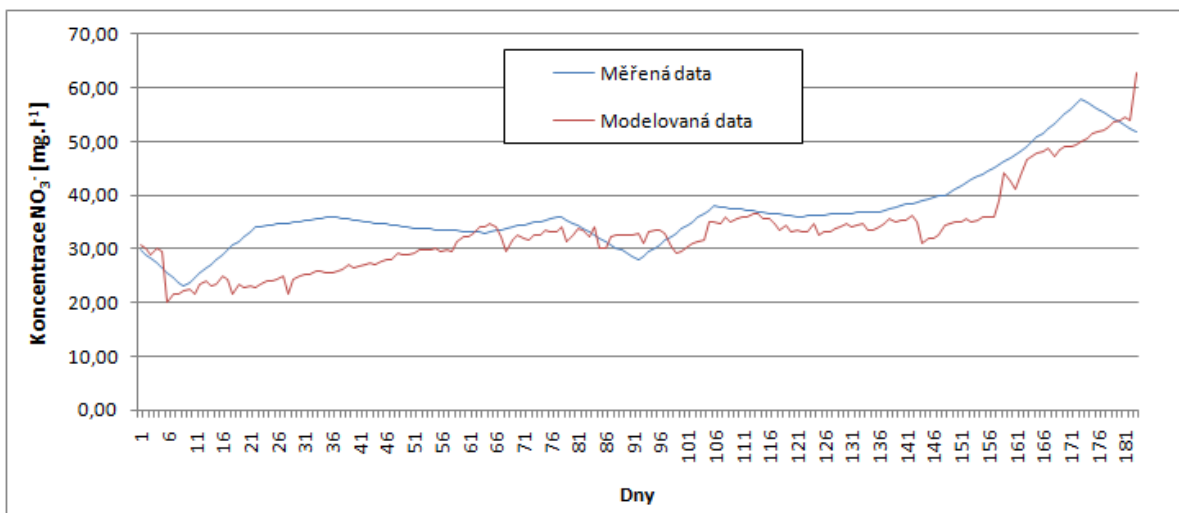




Graf 22. Porovnání měřených a modelovaných datových řad průtoků pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu validace pro rok 2008

Druhou fází validace bylo ověření nastavení modelu pro simulaci dusičnanových aniontů. Pro tyto účely byla využita data z druhé poloviny roku 2007. Po ukončení tohoto procesu bylo dosaženo následujících hodnot statistických charakteristik: Nash-Sutcliffe E = 0,501;  $R^2 = 0,771$ ; ME = - 3,752 mg.l<sup>-1</sup>.

Tyto výsledné hodnoty ukazují poměrně uspokojivou shodu měřených a simulovaných koncentrací dusičnanového aniontu. Prakticky po celé období validace dochází k podhodnocování simulovaných hodnot koncentrací. Příčinu lze hledat zejména, stejně jako v předchozím případě kalibrace, v poměrně krátkém časovém období a také v četnosti odběru vzorků, které byly využity jako srovnávací data pro validaci modelu SWAT. Výsledky procesu validace jsou znázorněny v Grafu 23.



Graf 23. Porovnání měřených a modelovaných datových řad dusičnanových aniontů pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu kalibrace pro druhou polovinu roku 2007 (1. 7. 2007 – 31. 12. 2008)

Shrnutí výsledných hodnot statistických ukazatelů po ukončení kalibrace a validace modelu SWAT pro průtoky a koncentrace dusičnanových aniontů je uvedeno v tab. 7.

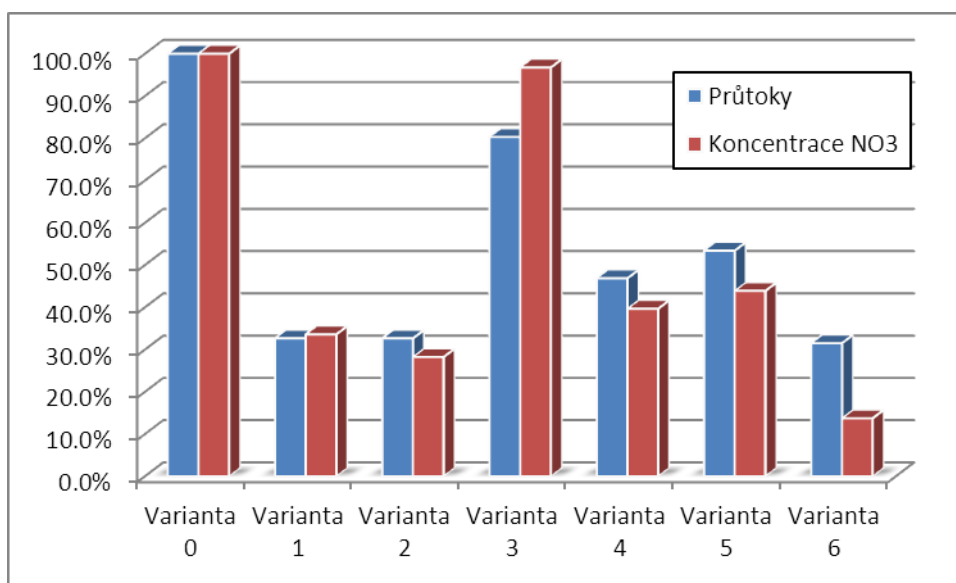
	Kalibrace		Validace	
	Průtoky	Koncentrace dusičnanových aniontů	Průtoky	Koncentrace dusičnanových aniontů
Nash-Sutcliffův koeficient E	<b>0,807</b>	<b>0,886</b>	<b>0,773</b>	<b>0,501</b>
Koeficient determinace $R^2$	<b>0,848</b>	<b>0,865</b>	<b>0,796</b>	<b>0,771</b>
Koeficient průměrné chyby ME	<b>0,003</b>	<b>0,729</b>	<b>0,002</b>	<b>-3,752</b>

Tab. 7. Statistické ukazatele popisující výsledky kalibrace a validace modelu SWAT pro průtoky a koncentrace dusičnanových aniontů

Na základech výsledků uvedených v tab. 7. lze považovat výsledky kalibračního a validačního procesu průtoků i koncentrací dusičnanových aniontů za uspokojivé a takto nastavený model je vhodný pro řešení úlohy stanovené v cíli práce.

## 5.2.2. Simulace průtoků a koncentrací při alternativních scénářích uspořádání krajinné struktury

Celkem bylo porovnáno 7 scénářů uspořádání krajinné struktury na povodí Kopaninského potoka, tak jak byly popsány v kapitole Metodika a znázorněny na Obr. 12. Výsledky srovnání jednotlivých scénářů je uvedeno v grafu 24. pro hodnoty průtoků i koncentrací dusičnanových aniontů.



Graf 24. Porovnání průměrných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů při 7 simulovaných scénářích uspořádání krajinné struktury

*Varianta 0 – stávající stav uspořádání krajinné struktury (krajinná matrice orná půda)*

*Varianta 1 – zatravnění plochy orné půdy v infiltračních lokalitách podle Janglová et al. (2003) (krajinná matrice trvalý travní porost)*

*Varianta 2 – zalesnění plochy orné půdy v infiltračních lokalitách Janglová et al. (2003) (krajinná matrice les)*

*Varianta 3 – 50% zatravnění orné půdy v povodí (krajinná matrice trvalý travní porost)*

*Varianta 4 – 50% zalesnění zemědělského půdního fondu v povodí (krajinná matrice les)*

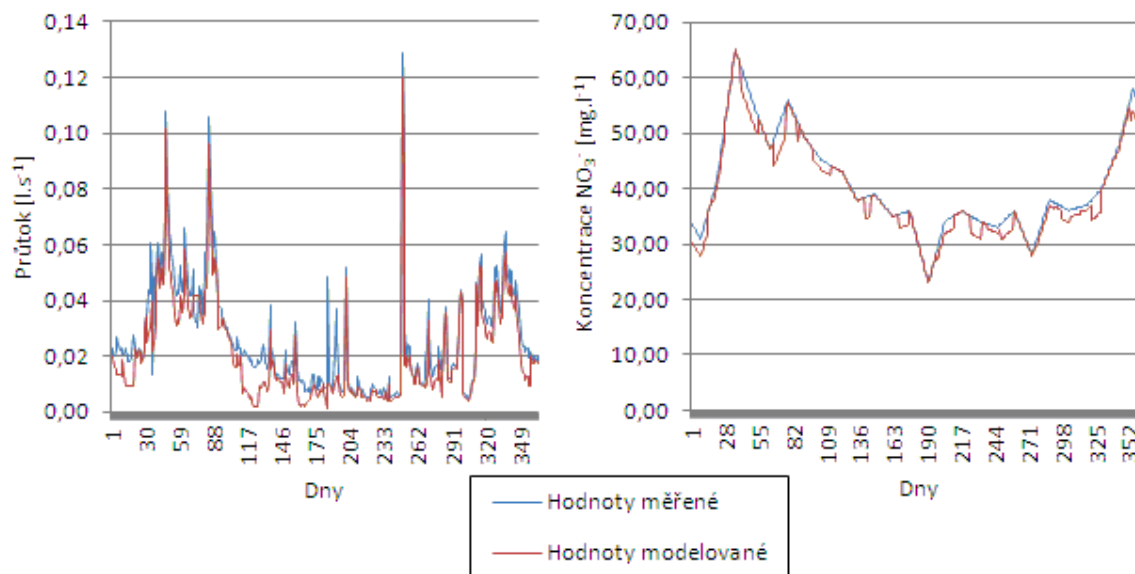
*Varianta 5 – úplné zatravnění orné půdy v povodí (krajinná matrice trvalý travní porost)*

*Varianta 6 – úplné zalesnění zemědělského půdního fondu v povodí (krajinná matrice les)*

Z dat uvedených v grafu 24. je patrné, že v žádném z 6 simulovaných scénářů v porovnání s variantou 0, která představuje současný reálný stav, nedochází k navýšení hodnot průtoků ani koncentrací dusičnanových aniontů.

Z pohledu průtoků byl nejmenší rozdíl v průměrných hodnotách průtoků zaznamenán u varianty 3, tedy u varianty s 50% zatravněním orné půdy – krajinná matrice je trvalý travní porost, kde bylo dosaženo snížení průtoku pouze o 19,3%. Rovněž u koncentrací dusičnanových aniontů byla tato varianta označena jednoznačně jako nejméně

účinná pro omezení odnosu dusičnanových aniontů. V tomto případě bylo dosaženo snížení koncentrace pouze o 3,2%.

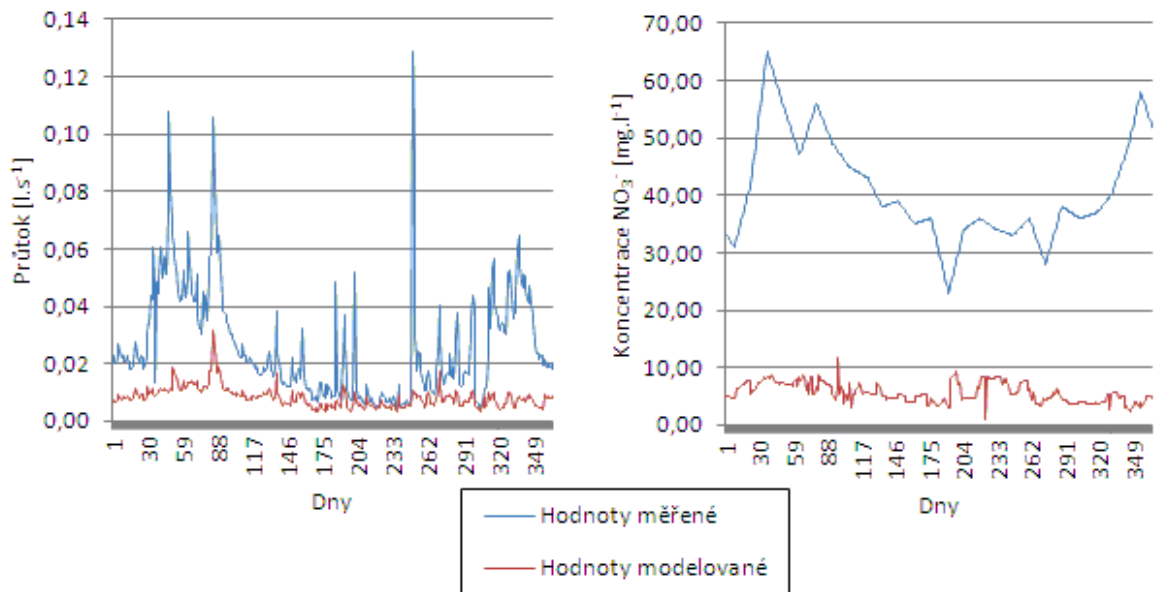


Graf 25. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zatravnění 50% orné půdy

Z pohledu reakce na období jarního tání a srážko-odtokové události vznikající jako důsledek krátkodobých a dlouhodobých srážek, které byly v reálných podmínkách zaznamenány, nedochází prakticky k žádné výrazné změně. Jak je naznačeno v grafu 25., simulované hodnoty průtoků i koncentrací velmi přesně kopírují skutečně pozorovaný průběh epizod.

Mírné snížení koncentrací dusičnanových aniontů pod vlivem úpravy hospodaření na zemědělském půdním fondu dokumentuje ve své práci také Santhi et al. (2006) pro území modelových farem v Texasu (USA).

Jako nejúčinnější opatření pro snížení jak průtoků, tak koncentrací dusičnanového aniontu se podle očekávání projevila varianta 6, tedy varianta s úplným zalesněním zemědělského půdního fondu (krajinná matrice je les).

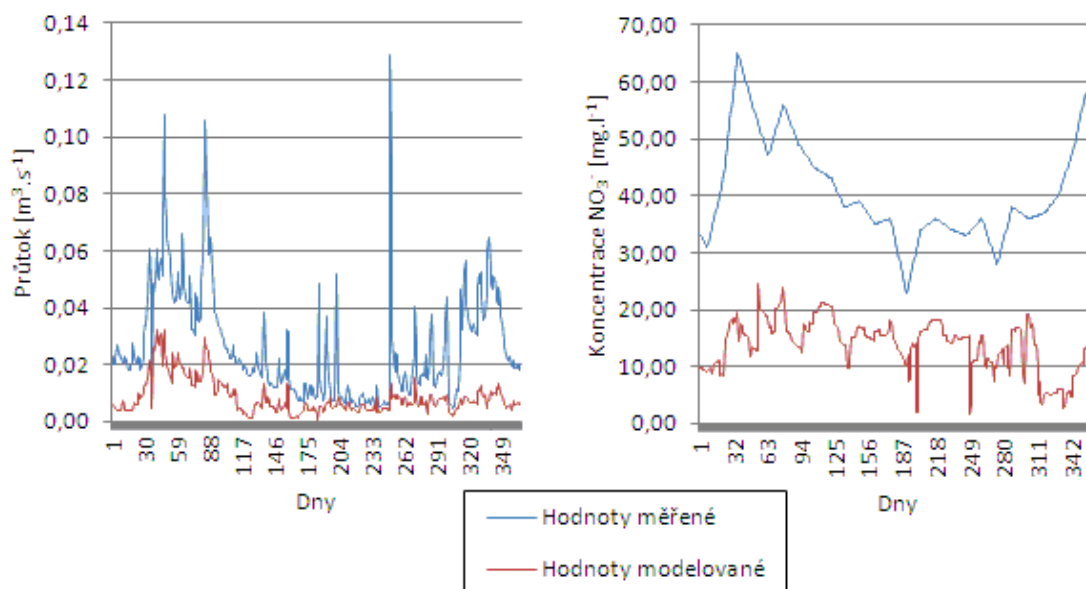


Graf 26. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zalesnění 100% zemědělského půdního fondu

Rozdíl v dosažených hodnotách průtoků dosahuje 68,5% a rozdíl hodnot koncentrací dusičnanových aniontů je dokonce 86,3%. V případě tohoto uspořádání krajinné struktury je rovněž výrazně snižena rozkolísanost hodnot průtoků i koncentrací v průběhu celého roku, a povodí nevykazuje žádnou reakci ani v obdobích jarního tání nebo reálně zaznamenaných srážko-odtokových událostí (Graf 26.).

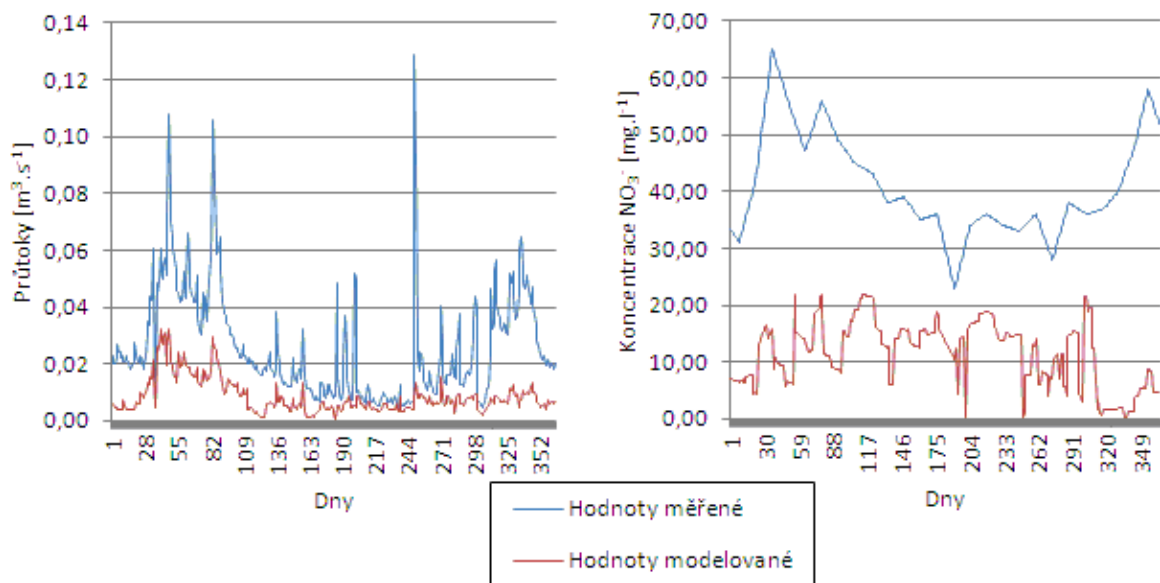
Tyto hodnoty snížení koncentrací, ale i průtoků jsou v porovnání s podobnými simulacemi popsány v literatuře poměrně vysoké (Guo et al., 2008); (Fohrer et al., 2005).

Za relativně úspěšné varianty ve snižování průtoků a odnosu dusičnanů z povodí je možné na základě výsledků simulací označit rovněž varianty se zatravněním (Varianta 1) respektive zalesněním (Varianta 2) infiltračně zranitelných půd kategorie 1 a 2 (Graf 27. a 28.).



Graf 27. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zatravnění infiltračně zranitelných půd kategorie 1 a 2 podle Janglová et al. (2003)

V obou případech je dosaženo snížení průtoků i koncentrací přibližně na 30% původní hodnoty při současném uspořádání krajinné struktury. Z porovnání grafů 27. a 28. vyplývá, že průběh koncentrací v průběhu roku je u obou případů rovněž velmi podobný a vykazuje velkou vyrovnanost. Průtoky u obou uspořádání krajinné struktury reagují zvýšením pouze v období jarního tání, a to více u varianty s travními porosty jako krajinnou maticí. V obdobích reálně zaznamenaných srážko-odtokových událostí nedochází v povodí k žádné výrazné reakci.



Graf 28. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zalesnění infiltračně zranitelných půd kategorie 1 a 2 podle Janglová et al. (2003)

Příčinou je zlepšení průsaku srážkové vody v těchto lokalitách především v průběhu zaznamenaných srážko-odtokových událostí. Současně dochází k omezení vstupů především sloučenin dusíku do podzemních vod průsakem a tím i k snížení jejich koncentrací.

Tento výsledek simulace potvrzují výzkumy Van der Ploeg et al. (1997) a Pebesma a De Kwaadsteniet (1997), kteří popisují pozitivní vliv zatravnění a zalesnění lokalit v infiltračních oblastech na hodnoty průtoků, které se díky těmto změnám v hospodaření snižují. Zároveň nedochází v průběhu roku k výraznému kolísání hodnot průtoků, snižují se i maximální hodnoty v obdobích srážko-odtokových událostí. Zároveň však autoři upozorňují na podmínku extenzivního využívání těchto zatravněných lokalit, což bylo v provedené simulaci dodrženo.

### 5.3. Souhrn původních výsledků

- Vývoj průtoků a koncentrací vybraných iontů v průběhu srážko-odtokových událostí
1. Ředění koncentrací dusičnanových aniontů a nárůst koncentrací fosforečnanových aniontů se vzrůstajícím průtokem v počáteční fázi srážko-odtokové události (na vzestupné větvi hydrografu) je synchronní.

2. Pravděpodobnou příčinnou náhlého poklesu koncentrací dusičnanových aniontů je naředení prosakující, na dusičnanové anionty chudou, srážkovou vodou prostřednictvím preferenčních drah.
3. Koncentrace fosforečnanových aniontů je v průběhu srážko-odtokové události navýšena vymýváním iontů fosforečnanů z půdního prostředí, pomocí průsaku srážkové vody preferenčními odtokovými drahami.
4. Utváření hysterezních smyček a změny koncentrací amonných, dusičnanových a fosforečnanových iontů jsou v průběhu srážko-odtokových událostí ovlivněny především zastoupením permanentních krajinných struktur – les a trvalé travní porosty (STABIL), infiltračních oblastí (INF), ale také amplitudou průtoku ( $dQt$ ) a srážkovým úhrnem, který vyvolal předcházející srážko-odtokovou událost (PRECIP-1).
5. Při letních srážko-odtokových epizodách je vliv parametru STABIL (zastoupení permanentních částí krajiny) a parametru INF (zastoupení infiltračních oblastí) na utváření hysterezních smyček a vývoj koncentrací sledovaných iontů potlačen vlivem parametru popisujícího poměr délky vzestupné a sestupné větve hydrografu (RIS:REC).
6. Při srážko-odtokových událostech vyvolaných táním sněhu je rozhodujícím faktorem ovlivňujícím utváření hysterezních smyček a změn koncentrací sledovaných iontů parametr popisující amplitudu průtoku ( $dQt$ ) a parametr popisující rychlost nástupu povodňové vlny (RIS:REC).
  - Aplikace modelu SWAT
7. Při modelování vlivu jednotlivých scénářů uspořádání krajinné struktury na odtok a koncentrace dusičnanových aniontů se prokázal pozitivní účinek zatravnění i zalesnění infiltračně zranitelných lokalit v povodí.
8. Jako nejúčinnější opatření pro snížení odtoku i koncentrací dusičnanových aniontů se podle očekávání potvrdilo zalesnění veškerého zemědělského půdního fondu.
9. V případě kalibrace i validace modelu SWAT pro průtoky dochází k podhodnocování modelované datové řady oproti měřeným datům, a to v obdobích nejvyšších průtoků.
10. V průběhu srážko-odtokových událostí, které následují za sebou ve velmi krátkém časovém sledu, a v případě náhlého poklesu průtoku v průběhu srážko-odtokových událostí



nebylo dosaženo shody mezi měřenými a modelovanými daty, kvůli nepřesné distribuci údajů ze srážkoměrných stanic na ploše povodí.

11. V případě kalibrace i validace modelu SWAT pro koncentrace dusičnanových aniontů dochází k podhodnocení modelovaných dat oproti reálně měřeným hodnotám, příčinou je pravděpodobně nedostatečná četnost odběru vzorků pro analýzu dusičnanových aniontů.

12. Po ukončení kalibračního a validačního procesu průtoků i koncentrací dusičnanových aniontů v modelu SWAT bylo dosaženo více jak 77% shody mezi měřenými a modelovanými daty.

## 6. ZÁVĚR

Cílem disertační práce bylo především vyhodnocení vlivu krajinné struktury a dalších faktorů prostředí, na odtok a jednotlivé ukazatele jakosti vody. Pro tuto práci byly cíleně zvoleny dvě naprosto odlišné lokality s rozdílným způsobem využití území, a to lokalita, ve které je jako krajinná matrice označena orná půda a druhá lokalita, kde je za krajinnou matrici považován trvalý travní porost. Tato práce přispívá k objasnění vývoje průtoku a koncentrací vybraných iontů v průběhu srážko-odtokových událostí i v obdobích běžných průtoků, a to prostřednictvím kombinace metody vyhodnocení reálně měřených dat a modelového řešení v prostředí SWAT.

Významným výsledkem disertační práce je potvrzení teorie průsaku srážkových vod při srážko-odtokových epizodách preferenčními odtokovými drahami, jak dokazuje synchronní ředění dusičnanových aniontů a nárůst koncentrací fosforečnanových aniontů se vzrůstajícím průtokem na vzestupné větvi hydrografu srážko-odtokové epizody.

Velmi důležité je rovněž potvrzení významného vlivu managementu zranitelných infiltračních lokalit na utváření odtoku a koncentrací dusičnanových aniontů. Tradiční zemědělské využití těchto lokalit způsobuje zvýšení přímého odtoku vody z povodí. Tato rychle proudící voda je často kontaminována aplikovanými živinami a prostředky na ochranu rostlin. Modelové řešení v prostředí SWAT prokázalo významné snížení hodnot průtoků i koncentrací dusičnanových aniontů při vyloučení zemědělského využití infiltračních zranitelných oblastí povodí a jejich zatravnění nebo zalesnění. Výsledky tedy jednoznačně prokázaly, že infiltračním oblastem povodí musí být věnována zvýšená pozornost s ohledem na velikost odtoku a kontaminaci vody.

V praxi lze získaných poznatků využít zejména v plánování a návrhu nových ochranných pásem vodních zdrojů, případně v Plánech oblasti povodí. Dosažené výsledky lze rovněž využít při přípravě podkladů pro zpracování plánu společných zařízení v rámci komplexních pozemkových úprav.

## 7. SOUHRNY

### 7.1. Seznam použité literatury

1. ABBASPOUR, K. C., VAN GENUCHTEN, M. T., SCHULIN, R., SCHLÄPPI, E. 1997. A sequential uncertainty domain inverse procedure for estimating subsurface flow and transport parameters. *Water Resources Research* 33. 1879-1892.
2. ABBASPOUR, K. C., YANG, J., MAXIMOV, I., SIBER, R., BOGNER, K., MIELEITNER, J., ZOBRIST, J., SRINIVASAN, R. 2007. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology* 333. 413-430.
3. ABBOT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNELL, P. E., RASMUSSEN, J. 1986a. An introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique European “SHE” 1: History and Philosophy of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87. 45-59.
4. ABBOT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNELL, P. E., RASMUSSEN, J. 1986b. An introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique European “SHE” 2: Structure of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87. 61-77.
5. ALEXANDER, G. C., STEVENS, R. J. 1976. Per capita phosphorus loading from domestic sewage. *Water Resources* 10. 757–764.
6. ALEXANDROV, Y., LARONNE J. B., REID I. 2007. Intra-event and intra-seasonal behavior of suspended sediment in flash flood of the semi-arid northern Negev, Israel. *Geomorphology* 85. 85-97.
7. ARBUCKLE, K. E., DOWNING, J. A. 2001. The Influence of watershed land use on take N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46. 970-975.
8. ARHEIMER, B., ANDERSSON, L., LEPISTÖ, A. 1996. Variation of nitrogen concentration in forest streams influences of flow, seasonality and catchment characteristics. *Journal of Hydrology* 197. 281-304.

9. ARHEIMER, B., LIDEN, R. 2000. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments – Influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology* 227. 140-159.
10. ARNBORG, L., WALKER H. J., PEIPPO J. 1967. Suspended load in the Colville River, Alaska, 1962. *Geographical Annals* 49A. 131-144.
11. ARNOLD, J. G., ALLEN, P. M., MUTTIAH, R. S., BERNHARDT, G. 1995. Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Groundwater* 33. 1010-1018.
12. ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. S., WILLIAMS, J. R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of American Water Resources Association* 34. 73-89.
13. ARNOLD, J. G., ALLEN, P. M. 1993. A comprehensive surface-ground water flow model. *Journal of Hydrology* 142. 47-69.
14. ARNOLD, J. G., FOHRER, N. 2005. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrological Processes* 19. 563-572.
15. ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R. 1987. Validation of SWRRB – Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Water Resources Planning Management ASCE* 113. 243-256.
16. BARESEL, C., DESTOUNI, G. 2006. Estimating subsurface nitrogen accumulation-depletion in catchments by input-output flow analysis. *Physics and Chemistry of the Earth*. 31. 1030-1037.
17. BÄRLUND, I., RANKINEN, K., JÄRVINEN, M., HUITU, E., VEIJALAINEN, N., ARVOLA, L. 2009. Three approaches to estimate inorganic nitrogen loading under varying climatic conditions from a headwater catchment in Finland. *Hydrology Research* 40. 167-178.
18. BARTRAM, J., BALLANCE, R. (Eds.). 2005. *Water Quality Monitoring*. Oxon: Taylor & Francis. ISBN 0-419-21730-4.
19. BEASLEY, D. B., HUGGINS, L. F., MONKE, E. J. 1980. ANSWERS: A model for watershed planning. *Transactions of ASAE* 23. 938-944.

20. BEDIENT, P. B., HUBER, W. C., VIEUX, B. E. (Ed.). 2008. Hydrology and floodplain analysis. London: Prentice Hall. ISBN 978-0-13-174589-6.
21. BEHERA, S., PANDA, R. K. 2006. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process model. *Agricultural Ecosystem and Environment* 113. 62-72.
22. BERBENNI, P., GALASSI, G. 1978. *Chimica ed ecologica delle acque*, Milano: Einaudi.
23. BERTRAND-KRAJEWSKI, J-L., CHEBBO, G., SAGET, A. 1998. Distribution of pollutant mass vs. volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Resources* 32. 2341-2356.
24. BEVEN, K. J., KIRKBY, M. J., SCHOFIELD, N., TAGG, A. F. 1984. Testing a Physically-Based Flood Forecasting Model (TOPMODEL) for three UK catchments. *Journal of Hydrology* 69. 119-143.
25. BEVEN, K. J., KIRKBY, M. J. 1979. A Physically-Based Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology. *Hydrological Science Bulletin* 24. 43-69.
26. BIČÍK, I., JELEČEK, V., ŠTĚPÁNEK, V. 2001. Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Policy* 18. 65-73.
27. BINGER, R. L., THEURER, F. D. 2001. AnnAGNPS Technical processes: Documentation version 2. USDA ARS. 146 s.
28. BINGER, R. L., THEURER, F. D. 2003. AnnAGNPS Technical processes: Documentation version 3. USDA ARS. 146 s.
29. BLAŽEK, P., KUBÁLEK, M. (Eds.). 2008. *Kolektivizace venkova v Československu 1948-1960 a středoevropské souvislosti*. Praha: Dokořán. ČZU Praha. 359 s. ISBN 978-80-7363-226-7.
30. BOGÁRDI, I., KUZELKA, R. D. (Eds.). 1991. *Nitrate Contamination*. NATO ASI Series. Berlin: Springer. 507 s. ISBN 3-540-53088-6.
31. BOND, H. W. 1979. Nutrient concentration patterns in a stream draining a mountain ecosystem in Utah. *Ecology* 60. 1184-1196.

32. BORAH, D. K., BERA, M. 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE* 46. 1553-1566.
33. BORAH, D. K., PRASAD, S. N., ALONSO, C. V. 1980. Kinematic wave routing incorporating shock fitting. *Water Resources Research* 16. 529-541.
34. BORAH, D. K., PRASAD, S. N., ALONSO, C. V. 1981. Single-event numerical model for routing water and sediment on small catchments. Appendix 1 in *Stream Channel Stability*. Oxford, Missouri.
35. BORAH, D. K., BERA, M., SHAW, S., KEEFER, L. 1999. Dynamic modeling and monitoring of water, sediment, nutrients and pesticides in agricultural watersheds during storm events. Contract Report No. 655. Illinois State Water Survey.
36. BORAH, D. K., XIA, R., BERA, M. 2000. Hydrologic and water quality model for tile-drained watersheds in Illinois. ASAE paper No. 002093.
37. BORAH, D. K., XIA, R., BERA, M. 2002. Watershed model to study hydrology, sediment and agricultural chemicals in rural watersheds. *Surface Water Hydrology* Vol. 1. 343-358.
38. BOURAOUI, F., DILLAHA, T.A. 1996. ANSWERS-2000: Runoff and sediment transport model. *Journal of Environmental Engineering* 122. 493-502.
39. BOURAOUI, F., BRAUD, I., DILLAHA, T.A. 2002. ANSWERS: A nonpoint-source pollution model for water, sediment and nutrient losses. In: Singh, V.P., Frevert, D.K. (Eds.). 2002. *Mathematical models of small watershed hydrology and applications*. Highlands Ranch, Colorado. 833-882.
40. BOWES M. J., HOUSE, W. A., HODGKINSON, R. A., LEACH, D. V. 2005. Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale, UK. *Water Research* 39. 751-762.
41. BOYER, E. W., GOODALE, C. L., JAWORSKI, N. A., HOWARTH, R. W. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57/58. 137-169.
42. BRAUN, M., FREY, M., HURNI, P., SIEBER, U. 1991. Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer im Rheineinzugsgebiet der Schweiz unterhalb der Seen. Bern: FAC, Liebefeld BUWAL. 87 s.

43. BRAUN, M., HURNI, P., von ALBERTINI, N. 1993. Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Stnadornten im Einzugsgebiet des Sempachersees. *Landwirtschaft Schweiz* 6. 615-620.
44. BREUER, L., FREDE, H. 2003. PlaPaDa - an online plant parameter data drill for eco-hydrological modelling approaches [online]. [cit. 2011-02-17]. Dostupné z WWW: <http://www.uni-giessen.de/~gh1461/plapada/plapada.html>.
45. BREZONIK, P. L., STADELMANN, T. H. 2002. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research* 37. 1743-1757.
46. BRITO, M. G., COSTA, C. N., ALMEIDA, J. A., VENDAS, D., VERDIAL, P. H. 2005. Characterization of maximum infiltration areas using GIS tools. *Engineering Geology* 85. 14-18.
47. BROWN, L. C., BARNWELL, T. O. 1987. The Enhanced Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS Documentation and User Manual. EPA/600/3-87/007, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
48. BUCK, O., NIYOGI, D. K., TOWNSEND, C. R. 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution* 130. 287-299.
49. BURNASH, R. J. C., FERRAL, R. L., McGUIRE, R. A. 1973. A general stream flow simulation system – Conceptual modeling for digital computers. Report by the Joint Federal State River Forecasts Center. Sacramento, California.
50. BURT, T. P., ARKELL, B. P., TRUDGILL, S. T., WALLING, D. E. 1988. Stream nitrate levels in a small catchment in south west England over a period of 15 years, 1970-1985. *Hydrological Processes* 2. 267-284.
51. BURT, T. P., HEATHWAITE, A. L., TRUDGILL, S. T. 1993. Nitrate – Processes, Patterns and Management. New York: Willey. ISBN 0-471-93476-3.
52. BUTCHER, S. S., CHARLSON, R. J., ORIAN, G. H., WOLFE, G. V. (Eds.). 1992. *Global biogeochemical cycles*. London: Academic Press. ISBN-0-12-147685-5.
53. BUTTURINI, A., GALLART, F., LATRON J., VAZQUEZ, E., SABATER F. 2006. Cross-site comparison of variability of DOC and nitrate c-q hysteresis during

autumn – winter period in three Mediterranean headwater streams: a synthetic approach. *Biogeochemistry* 77. 327-349.

54. BUTTURINI, A., ALVAREZ, M., BERNAL, S., VAZQUEZ, E., SABATER, F. 2008. Diversity and temporal sequences of forms of DOC and NO<sub>3</sub>-discharge responses in an intermittent stream: Predictable or random succession? *Journal of Geophysical Research* 113. G03016.

55. CAMPBELL, C. A., LAFOND, G. P., ZENTNER, R. P., JAME, Y. W. 1994. Nitrate leaching in an Udic Haploboroll as influenced by fertilization and legumes. *Journal of Environmental Quality* 23. 195–201.

56. CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N., SMITH, V. H. 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8. 559-568.

57. CARSON, M. A., TAYLOR, CH., GREY, B. J. 1973. Sediment production in a small Appalachian watershed during spring runoff: the Eaton basin. *Canadian Journal of Earth Science* 10. 1707-1734.

58. CHAPMAN, D. (Ed.). 2007. *Water Quality Assessments*. New York: Taylor & Francis. ISBN 0-419-21600-6.

59. CHRISTOPHER, S. F., MITCHELL, M. J., McHALE, M. R., BOYER, E. W., BURNS, D. A., KENDALL, C. 2008. Factors controlling nitrogen release from two forested catchments with contrasting hydrochemical responses. *Hydrological Processes* 22. 46-62.

60. CORREL, D. L., DIXON, D. 1980. Relationship of nitrogen discharge to land use on Rhode river watersheds. *Agro-Ecosystems* 6. 147–159.

61. COTTON, F. A., WILKINSON, G. 1973. *Anorganická chemie*. Přeložil Mašek, J., Jenšovský, L. Praha: Academia. 1102 s.

62. CRAWFORD, N. H., LINSLEY, R. S. 1966. *Digital simulation in hydrology: The Stanford Watershed Model IV*. Stanford University, California.

63. CUTTLE, S. P. 1992. Prospects for reducing nitrate leaching by the use of cover in grassland systems. In: *Nitrate and Farming Systems. Aspects Applied Biology* 30. 239-242.



64. CUTTLE, S. P., SCHOLEFIELD, D. 1995. Management options to limit nitrate leaching from grassland. *Journal of Contaminant Hydrology* 20. 299-312.
65. DAŇHELKA, J., KREJČÍ, J., ŠÁLEK, M., ŠERCL, P., ZEŽULÁK, J. 2003. Posouzení vhodnosti aplikace srážko-odtokových modelů s ohledem na simulaci povodňových stavů pro lokality na území ČR. ČZU Praha. 196 s.
66. DeBOER, D. H., CAMPBELL I. A. 1989. Spatial scale dependence of sediment dynamics in a semi-arid badland drainage basin. *Catena*. 16: 277-290.
67. DEMEK, J. 1965. Geomorfologie českých zemí. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd. 335 s.
68. DIEZ, J. A., CABALLERO, R., ROMAN, R., TARQUIS, A., CARTAGENA, M. C., VALLEJO, A. 2000. Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in central Spain. *Journal of Environmental Quality* 29. 1539–1547.
69. DIJK, T. V. 2003. Scenarios of Central European land fragmentation. *Land use policy* 20. 149-158.
70. DIJK, T. V. 2007. Complications for traditional land consolidation in Central Europe. *Geoforum* 38. 505-511.
71. DILLON, P. J., MOLOT, L. A. 1997. Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron and phosphorus from forested stream catchment. *Water Resources Research* 33. 2591-2600.
72. DILS, R. M., HEATHWAITE, A. L. 1999. Phosphorus transport from diffuse agricultural sources: shallow subsurface pathways in grassland soils. Impact of land-use change on nutrient loads from diffuse sources. *IAHS* 257. 57-64.
73. DiLUZIO, M., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J. G., NEITSCH, S. L. 2002. ArcView Interface for SWAT2000. Blackland Research and Extension Center. USDA Agricultural Research Service.
74. DiLUZIO, M., ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R. 2005. Effect of GIS data quality on small watershed stream flow and sediment simulations. *Hydrological Processes* 19. 629-650.
75. DOLEŽAL, F., KULHAVÝ, Z., KVÍTEK, T., SOUKUP, M., ČMELÍK, M., FUČÍK, P., NOVÁK, P., PETERKOVÁ, J., PILNÁ, E., PRAŽÁK, P., TIPPL, M.,

- UHLÍŘOVÁ, J., ZAVADIL, J. 2006a. Hydrologický výzkum v malých zemědělských povodích. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 54. 217–229.
76. DOLEŽAL, F., CÍSLEROVÁ, M., VOGEL, T., DOHNAL, M., DUŠEK, J., KVÍTEK, T., VOPRAVIL, J., ZAVADIL, J., VACEK, J., BŘEZINA, K., VETIŠKOVÁ, D. 2006b. Posouzení vlivu preferenčního proudění v půdě na vyplavování dusičnanů v podmínkách krystalinika českých a moravských vrchovin. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 90 S. ISBN 80-239-8451-9.
77. DOLEŽAL, F., KVÍTEK T. 2004. The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in peneplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth* 29. 775-785.
78. DONIGIAN, A. S., DAVIS, H. H. 1978. User's Manual for Agricultural Runoff Management (ARM) Model. Athens.
79. DONIGIAN, A. S., CRAWFORD, N. H. 1979. User's Manual for the Nonpoint Source (NPS) Model. Athens.
80. DONNER, S. D., KUCHARIK, C. J., FOLEY, J. A. 2004. Impact of changing land use practices on nitrate export by the Mississippi River. *Global Biogeochemistry Cycles* 18. 1-21.
81. DOSTÁL, T. 1998. Erozní a transportní procesy v povodí (doktorská disertační práce). ČVUT Praha. 148 s.
82. DUFFY C. J., CUSUMANO J. 1998. A low-dimensional model for concentration/discharge dynamics in groundwater stream system. *Water Resources Research* 34. 2235-2247.
83. DUVIGNEAUD, P. 1988. Ekologická syntéza. Překlad: Mezřický V. Praha: Academia. 416 s. ISBN 21-054-88.
84. ELLIOT, S., SORRELL, B. 2002. Lake Managers' handbook, land–water interactions. Wellington: Ministry for the Environment.
85. ENGSTROM, D. R., FRITZ, S. C., ALMENDINGER, J. E., JUGGINS, S. 2000. Chemical and biological trends during evolution in recently deglaciated terrain. *Nature* 408. 161-166.

86. EVANS, C., DAVIES T. D. 1998. Causes of concentration/discharge hysteresis and its potential as a tool for analysis of episode hydrochemistry. *Water Resources Research* 34. 129-137.
87. EWEN, J., PARKIN, G., O'CONNEL, P. E. 2000. SHETRAN: Distributed River Basin Flow and Transport Modelling System. *Journal of Hydrologic Engineering* 5. 250-258.
88. FOHRER, N., HAVERKAMP, S., FREDE, H.-G. 2005. Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrological Processes* 19. 659-672.
89. FOLLET, R. F., KENNEY, D. R., CRUSE, R. M. 1991. *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. Madison: Soil Science Society of America.
90. FORMAN, R. T. T. 1983. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ecology* 2. 375-387.
91. FORMAN, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10. 133-142.
92. FORMAN, R.T.T., 1997. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
93. FORMAN, R. T. T. 2004. *Mosaico Territorial Para la Region de Barcelona*. Barcelona: Barcelona Regional. 155 s. ISBN 978-84-252-1971-9.
94. FORMAN, R. T. T., GODRON, M. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *Bioscience* 31. 733-740.
95. FORMAN, R. T. T., GODRON, M. 1986. *Landscape Ecology*. Chichester: Wiley. 580 s.
96. FUČÍK, P., KVÍTEK, T., LEXA, M., NOVÁK, P., BÍLKOVÁ, A. 2008. Assessing the stream water quality dynamics in connection with land use in agricultural catchments of different scales. *Soil and Water Research* 3. 98-112.
97. FUČÍK, P., BYSTRICKÝ, V., DOLEŽAL, F., LECHNER, P., VÁCHAL, J., ŽLÁBEK, P., KVÍTEK, T. 2010. *Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků*. Certifikovaná metodika. Praha: VÚMOP, v.v.i. 90 s. ISBN 978-80-87361-00-9.

98. GÄCHTER, R., NGATIAH, J. M., STAMM, C. 1998. Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environmental Science & Technology* 32. 1865-1869.
99. GÄCHTER, R., STEINGRUBER, S. M., REINHARDT, M., WEHRLI, B. 2004. Nutrient transfer from soil to surface waters: Differences between nitrate and phosphate. *Aquatic Science* 66. 117-122.
100. GALBRAITH, L. M., BURNS, C. W. 2007. Linking land-use, water body type and water quality in southern New Zealand. *Landscape Ecology* 22. 231-241.
101. GASSMAN, P. W., OSEI, E., SALEH, A., HAUCK, L. M. 2002. Application of an environmental and economic modeling system for watershed assessments. *Journal of American Water Resources Association* 38. 423-438.
102. GASSMAN, P. W., WILLIAMS, J. R., BENSON, V. R., IZAURRALDE, R. C., HAUCK, L. M., JONES, C. A., ATWOOD, J. D., KINIRY, J. R., FLOWERS, J. D. 2005. Historical Development and Applications of the EPIC and APEX models. Ames: Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University. 110 s.
103. GASSMAN, P. W., GREEN, C. H., ARNOLD, J. G. 2007a. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. Ames: Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University. 100 s.
104. GASSMAN, P. W., REYES, M. R., GREEN, C. H., ARNOLD, J. G. 2007b. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the ASABE* 50. 1211-1250.
105. GAŽO, J., KOUHOUT, J., SERÁTOR, M., ŠRAMKO, T., ZIKMUND, M. 1974. *Všeobecná a anorganická chémie*. Praha: SNTL. 807 s.
106. GERGEL, J., BUREŠ, P. 2004. Anti flood protection Strunkovice nad Blanicí Žichovec. Praha: Consult.
107. GOJDA, M. 2000. *Archeologie krajiny: vývoj archetypů kulturní krajiny*. Praha: Academia. ISBN 80-200-0780-6.
108. GRAHAM, A.L. 1995. The Code of good agricultural practice for the protection of water with particular reference to farm waste management plans. *Croatian Waters* 3. 309–312.

109. GREEN, W. H., AMPT, G. A. 1911. Studies in soil physics I. Flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science* 4. 1-24.
110. GREENE, R. G., CRUISE, J. F. 1995. Urban Watershed Modeling Using a Geographic Information System. *Journal of Water Resources Planning Management* 121. 318-325.
111. GRIFFIOEN, J. 2001. Potassium adsorption ratios as an indicator for the fate of agricultural potassium in groundwater. *Journal of Hydrology* 254. 244-254.
112. GUO, H., HU, Q., JIANG, T. 2008. Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *Journal of Hydrology* 335. 106-122.
113. HAGOPIAN, D. S., RILEY, J. G. 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering* 1. 223-244.
114. HALL, F. R. 1970. Dissolved solids-discharge relationship. I. Mixing models. *Water Resources Research* 6. 845-850.
115. HARGREAVES, G. L., HARGREAVES, G. H., RILEY, J. P. 1985. Agricultural benefits for Senegal River basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 108. 225-230.
116. HARRIS, G. P. 2001. Biogeochemistry of nitrogen and phosphorus in Australian catchment, rivers and estuaries: effect of land use and flow regulation and comparisons with global patterns. *Marine and Freshwater Research* 52. 139-149.
117. HATTERMAN, F. F., KRYSANOVA, V., HABECK, A., BRONSTERT, A. 2006. Integrating wetlands and riparian zones in river basin modeling. *Ecological Modeling* 199. 379-392.
118. HEATHWAITE, A. L., QUINN, P. F., HEWETT, C. J. M. 2005. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *Journal of Hydrology* 304. 446-461.
119. HEATHWAITE, A. L., SHARPLEY, A., GBUREK, W. 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at catchment scale. *Journal of Environmental Quality* 29. 158-166.

120. HEATHWAITE, A. L., BURT, T. P. 1991. Predicting the effect of land use on stream water quality. IAHS Publication 203. 209-218.
121. HEATHWAITE, A. L., JOHNES, P. J. 1996. The contribution of nitrogen species and phosphorus fractions to stream water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes* 10. 971-983.
122. HEATHWAITE, A. L., JOHNES, P. J., PETERS, N. E. 1997. Trends in nutrients. In: Peters, N. E., Bricker, O. P. Kennedy, M. M. (Eds.). *Water quality trends and geochemical mass balance*. Chichester: John Wiley and Sons. ISBN: 978-0-471-97868-8.
123. HEGE, U., SCHAUPP, H. 1996. Effects of agricultural land use on the nitrate content of leakage and measures to avoid them. *Croatian Waters* 4. 97-102.
124. HEIJ, G. J., ERISMAN, J. W. (Eds.) 1997. *Acid Atmospheric Deposition and its Effects on Terrestrial Ecosystems in the Netherlands*. Studies in Environmental Science, 69. Amsterdam: Elsevier. ISSN 0166-1116.
125. HENDL, J. 2004. *Přehled statistických metod zpracování dat*. Praha: Portál. 583 s. ISBN 80-7178-820-1.
126. HERLIHY, A. T., STODDARD, J. L., JOHNSON, C. 1998. The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the Mid-Atlantic Region, US. *Water, Air, Soil Pollution* 105. 377-386.
127. HEUVELMANS, G., GARCIA-QUJANO, J. F., MUYS, B., FEYEN, J., COPPIN, P. 2005. Modelling the water balance with SWAT as part of the land use impact evaluation in a life cycle study of CO<sub>2</sub> emission reduction scenarios. *Hydrological Processes*, 19. 729-748.
128. HILL, A. R. 1993. Nitrogen dynamics of storm runoff in the riparian zone of a forested watershed. *Biogeochemistry* 20. 19-44.
129. HIRT, U., HAMMAN, T., MEYER, B. C. 2005. Mesoscale estimation of nitrogen discharge via drainage systems. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 35. 206-219.
130. HLADNÝ, J., BLAŽEK, V., DVOŘÁK, V., KUBÁT, J. 1998. *Vyhodnocení povodňové situace v červenci 1997*. Praha: Český hydrometeorologický ústav. 163 s.

131. HOUSE, W. A., WARWICK, M. S. 1998a. Hysteresis of the solute concentration/discharge relationship in rivers during storms. *Water Research* 32. 2279-2290.
132. HOUSE, W. A., WARWICK, M. S. 1998b. Intensive measurements of nutrient dynamics in the River Swale. *The Science of the Total Environment* 210/211. 111-137.
133. HOWARTH, R. W., BOYER, E. W., PABICH, W. J., GALLOWAY, J. N. 2002. Nitrogen use in the United States from 1961 to 2000 and potential future trends. *Ambio* 31. 88-96.
134. HUBER, W. C. 1993. Contaminant transport in surface water. In: Maidment, D. R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill, New York, 14.1–14.50 s. ISBN 9780070397323.
135. HUGHES, K. J., MAGETTE, W. L., KURZ, I. 2005. Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes. *Journal of Hydrology* 304. 430-445.
136. HUNTER, C., PERKINS, J., TRANTER, J., HARDWICK, P. 2000. Faecal bacteria in the waters of an upland area in Derbyshire, England. The influence of agricultural land use. *Journal of Environmental Quality* 29. 1252-1261.
137. HYDROCOMP. 1977. *Hydrocomp Water Quality Operations Manual*. Palo Alto.
138. HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER. 1981. *HEC-1, Flood Hydrograph Package – User’s Manual*. U.S. Army Corps for Engineering. Davis, California.
139. IZAURRALDE, R. C., WILLIAMS, J. R., MCGILL, W. B., ROSENBERG, N. J., QUIROGA JAKAS, M. C. 2006. Simulating soil C dynamics with EPIC: Model description and testing against long-term data. *Ecological Modelling* 192. 362-384.
140. JANEČEK, M. et al. 2002. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Praha: ISV. 5-10.
141. JANGLOVÁ, R., KVÍTEK, T., NOVÁK, P. 2003. Categorization of soil infiltration capacity based on GIS processing of soil survey data. *Soil and Water* 2. 61-81.
142. JARVIE, H. P., WITHERS, P. J. A., HODGKINSON, R., BATES, A., NEAL, M., WICKHAM, H. D., HARMAN, S. A., ARMSTRONG, L. 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology* 350. 166-186.

143. JOERIN, C., BEVEN, K. J., IORGULESCU, I., MUSY, A. 2002. Uncertainty in hydrograph based on biogeochemical mixing model. *Journal of Hydrology* 255. 90-106.
144. JOHANNESSEN, M., HENRIKSON, A. 1978. Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. *Water Resources Research* 14. 615–619.
145. JOHANSON, R. C., IMHOFF, J. C., DAVIS, H. H 1980. User's manual for the Hydrologic Simulation Program – Fortran (HSPF). Athens.
146. JOHNES, P. J., MOSS, B., PHILLIPS, B. 1996. The determination of total nitrogen and total phosphorus concentrations in freshwaters from land-use, stocking headage and population data: testing of a model for use in conservation and water quality management. *Freshwater Biology* 36. 451–473.
147. JOHNSON, L. B., RICHARDS, C., HOST, G. E., ARTHUR, J. W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37. 193-208.
148. JONES, K. B., NEALE, A. C., NASH, M. S., VAN REMORTEL, R. D., WICKHAM, J. D., RIITERS, K. H., O'NEILL, R. V. 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology* 16. 301-312.
149. JORDAN, C., SMITH, R. V. 2005. Methods to predict the agricultural contribution to catchment nitrate loads: designation of nitrate vulnerable nitrate zones in Northern Ireland. *Journal of Hydrology* 304. 316-329.
150. JORDAN, T. E., WELLER, D. E. 1996. Human contributions to terrestrial nitrogen fluxes. *Bioscience* 46. 655-663.
151. JORDAN, T. E., CORRELL, D. L., WELLER, D. E. 1997. Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. *Water Resources Research* 33. 2579-2590.
152. JULIEN, P. Y., SAGHAFIAN, B. 1991. CASC2D User's Manual. Civil Engineering Report. Colorado State University, Fort Collins.
153. JUST, T. 2003. Revitalizace vodního prostředí. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 144 s. ISBN 80-86064-72-7.



154. JÚVA, K. 1981. Ochrana krajiny ČSSR z hlediska zemědělství a lesnictví. Praha: Academia. 543 s.
155. KAMPRATH, E. J. 2000. Relevance of soil testing to agriculture and the environment. CAST Issue paper 15. 12 s.
156. KANWAR, R. S., BAKHSH, A. 200. Preferential flow and its effects on nitrate and herbicide leaching to groundwater under various tillage systems. Preferential flow: water movement and chemical transport in the environment. 2nd International Symposium on Preferential Flow. Honolulu. 165-168.
157. KELCEY, J. G. 2003. Role of water in the landscape of a British New Town. Landscape and water - Krajina a voda, Praha: Consult. 69-76. ISBN 80-902132-6-X.
158. KLEIN, M. 1984. Anti clockwise hysteresis in suspended sediment concentration during individual storms. Catena 11. 251-257.
159. KLEINMAN, P. J. A. NEEDELMAN, B. A., SHARPLEY, A. N., McDOWELL, R. W. 2003. Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soils. Soil Science Society American Journal 67. 215-224.
160. KLIMEŠ, F. 1997. The development of biodiversity of grasslands with different trophic regimes. Grassland Science European 2. 329–334.
161. KLIMEŠ, F., KOLÁŘ, L., KVĚT, J., OPITZ VON BOBERFELD, W., LASER, H. 2007. Methodological aspects in the study of species richness, diversity and homotony of grass cover. Plant, Soil and Environment 53. 33–41.
162. KNISEL, W. G. 1980. CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. USDA Conservation Research Rept. 26. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
163. KOHOUT, M., VITOSLAVSKÝ, J., ROŽNOVSKÝ, J. 1999. Projekt modelování retenční schopnosti a vláhových podmínek zemědělské krajiny. In Krajina, meliorace a vodní hospodářství na přelomu tisíciletí. Brno: Dům techniky, 1999. 320 s. ISBN 80-02-01304-2.
164. KOLÁŘ, L., GERGEL, J., ŠINDELÁŘOVÁ, M., KUŽEL, S. 2002a. Impact of farming intensity reduction in the Šumava foothills region on changes in soil organic matter and surface water quality. Rostlinná výroba 48. 377–381.

165. KOLÁŘ, L., KUŽEL, S., GERGEL, J. 2002b. Perspektivy českého zemědělství v oblastech s nižší produktivností a spolupráce zemědělství s chemickým výzkumem a průmyslem. *Chemické Listy* 96. 591–597.
166. KOVÁŘ, P. 2000. Využití hydrologických modelů pro určování maximálních průtoků na malých povodích. Praha: ČZU Praha. 136 s.
167. KREBS, C. J. 1985. *Ecology*. New York: Harper & Row. 800 s. ISBN 0-06-350391-3.
168. KRYSANOVA, V., HATTERMANN, F., WECHSUNG, F. 2005. Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. *Hydrological Processes* 19. 763-783.
169. KUBEŠ, J. 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. *Landscape and Urban Planning*, 35. 231-240.
170. KULHÁNEK, M., BALÍK, J., ČERNÝ, J., NEDVĚD, V., KOTKOVÁ, B. 2007. The influence of different intensities of phosphorus fertilizing on available phosphorus contents in soils and uptake by plants. *Plant, Soil and Environment* 53. 382–387.
171. KULHAVÝ, Z., DOLEŽAL, F., FUČÍK, P., KULHAVÝ, F., KVÍTEK, T., MUZIKÁŘ, R., SOUKUP, M., ŠVIHLA, V. 2007. Management of agricultural drainage systems in the Czech Republic. *Irrigation and Drainage* 56. 141-149.
172. KVÍTEK, T. 1999. Development of nitrate concentrations and analysis of stability of agricultural water basins of storage reservoir Švihov. *Rostlinná výroba* 45. 107–111.
173. KVÍTEK, T. 2001. Crystalline water regime and water quality in catchments. *Rostlinná výroba* 47. 289–294.
174. KVÍTEK, T. (Ed.) 2007. Zatravnění orné půdy s vysokým rizikem infiltrace – opatření pro cílené snižování koncentrací dusičnanů ve vodách. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 112 s. ISBN 978-80-254-0972-5.
175. KVÍTEK, T. (Ed.). 2008. Identifikace potenciálních zdrojových lokalit plošného zemědělského znečištění – standardizovaný podklad pro projektování komplexních pozemkových úprav. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 34 s. ISBN 978-80-904027-3-7.

176. KVÍTEK, T., DOLEŽAL, F. 2003. Vodní a živinný režim povodí Kopaninského toku na Českomoravské vrchovině. *Acta Hydrologica Slovaca* 4. 255–264.
177. KVÍTEK, T., ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V. FUČÍK, P., LEXA, M., GERGEL, J., NOVÁK, P., ONDR, P. 2009. Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic. *Physics and Chemistry of the Earth* 34. 541-551.
178. LAHLOU, M., SHOEMAKER, L., CHOUDHURY, S., ELMER, R., HU, A., MANGUERA, H., PARKER, A. 1998. Better assessment science integrating point and nonpoint sources: BASINS Version 2.0. Washington, D.C.
179. LANGHAMMER, J., KLIMENT, Z., STEHLÍK, J. 2003. Modelování zátěže z plošných zdrojů znečištění. PŘF UK Praha. 44 s.
180. LATTIN, P. D., WIGINGTON Jr., P. J., MOSER, T. J., PENISTON, B. E., LINDEMAN, D. R., GETTER, D. R. 2004. Influence of remote sensing imagery source on quantification of riparian land cover/land use. *Journal of American Water Resources Association* 40. 215-227.
181. LAURENSEN, E. M., MEIN, R. G. 1983. RORB-Version 3: Runoff Routing Program – User Manual. Department of Civil Engineering, Monash University. Australia.
182. LAZZAROTTO, P., PRASUHN, V. BUTSCHER, E., CRESPI, C., FLÜHLER, H., STAMM, C. 2005. Phosphorus export dynamics from two Swiss grassland catchments. *Journal of Hydrology* 304. 139-150.
183. LEAVESLEY, G. H., LICHTY, R. W., TROUTMAN, B. M., SAINDON, L. G. 1983. Precipitation Runoff Modeling System – User’s Manual. Washington, D.C.
184. LENHART, T., ECKHARDT, K., FOHRER, N., FREDE, H.-G. 2002. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth* 27. 645-654.
185. LENHRAT, T., VAN ROMPAEY, A., STEEGEN, A., FOHRER, N., FREDE, H.-G., GOVERS, G. 2005. Considering spatial distribution and deposition of sediment in lumped and semi-distributed models. *Hydrological Processes* 19. 785-794.
186. LEONARD, R. A., KNISEL, W. G., STILL, D. A. 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of ASAE* 30. 1403-1418.

187. LERMAN, Z., CIMPOIES, D. 2006. Land consolidation as a factor for rural development in Moldova. *Europe-Asia Studies* 58. 439-455.
188. LEXA, M., KVÍTEK, T., HEJZLAR, J., FUČÍK, P. 2006. Vliv drenážních systémů na koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v povodí VN Švihov. *Vodní hospodářství* 8. 290–294.
189. LIPSKÝ, Z. 2000. Sledování změn v kulturní krajině. Praha: Vyd. ČZU Praha v nakladatelství Lesnická práce, s.r.o. 71 s. ISBN 80-213-0643-2.
190. LITTLE, J. L., SAFFRAN, K. A., FENT, L. 2003. Land use and water quality relationships in the lower Little Bow River watershed, Alberta, Canada. *Water Quality Research Journal of Canada* 38. 563-584.
191. LÖW, J., MÍCHAL, I. 2003. Krajinný ráz. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce. 551 s.
192. MADĚRA, P., ZIMOVÁ, E. (Eds.). 2005. Metodické postupy projektování lokálního ÚSES. Brno: Ústav lesnické botaniky, dendrologie a typologie LDF MZLU v Brně.
193. MAKI, A., PORCELLA, D. B., WENDT, R. H. 1984. The impact of detergent phosphorus Bans on receiving water quality. *Water Research* 18. 893–903.
194. MALÝ, S., ŠARAPATKA, B., KRŠKOVÁ, M. 2002. Seasonal variability in soil N mineralization and nitrification as influenced by N fertilization. *Rostlinná výroba* 48. 389–396.
195. MARKEWITZ, D., DAVIDSON, E. A., FIGUEIREDO, D. O., VICTORIA, R. L., KRUSCHE, A. V. 2001. Control of cation concentrations in stream water by surface soil processes in an Amazonian watershed. *Nature* 410. 802-805.
196. McCLAIN, M. E., BOYER, E. W., DENT, C. L., GERGEL, S. E., GRIMM, N. B., GROFFMAN, P. M., HART, S. C., HARVEY, J. W., JOHNSTON, C. A., MAYORGA, E., McDOWELL, W. H., PINAY, G. 2004. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* (N. Y., Print) 6. 301– 312.
197. McDIFFETT, W. F., BEIDLER, A. W., DOMINICK, T. F., McCREA, K. D. 1989. Nutrient concentration-stream discharge relationship during storm events in a 1st-order stream. *Hydrobiology* 179. 97-102.

198. McEWEN, J., DARBY, R. J., HEWITT, M. V., YEOMAN, D. P. 1989. Effects of field beans, fallow, lupins, oats, oilseed rape, peas, ryegrass, sunflowers and wheat on nitrogen residues in the soil on the growth of a subsequent wheat crop. *Journal of Agricultural Science* 115. 209–219.
199. McGUINNESS, J. L., HARROLD R. L., EDWARDS, W. W. 1978. Relation of rainfall energy and streamflow to sediment yield from small and large watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 26. 233-235.
200. MERRITT, W. S., LETCHER, R. A., JAKEMAN, A. J. 2003. A review of erosion and transport models. *Environmental Modelling and Software* 18. 761-799.
201. MEYBECK, M., CHAPMAN, D., HELMER R. 1989. *Global freshwater quality. First Assessment*. Cambridge: Basil Blackwell. 356 s. ISBN 9780631173144.
202. MEYER, S. P., SALEM, T. H., LABADIE, J. W. 1993. Geographic Information Systems in Urban Stormwater Management. *Journal of Water Research Planning Management* 19. 206-228.
203. MICHAEL, A. 2001. Anwendung des physikalisch begründeten Erosionsprognosemodells EROSION 2D 3D – Empirische Ansätze zur Ableitung der Modellparameter. Freiberg. 147 s.
204. MÍCHAL, I. 1992. *Ekologická stabilita*. Veronica, Brno. 276 s.
205. MINER, J. R., HUMENIK, F.J., OVERCASH, M. R. 2000. *Managing Livestock Waste to Preserve Environmental Quality*. Iowa State University Press. 251 s.
206. MONTEITH, J. L. 1965. Evaporation and environment. In: *The State and Movement of Water in living Organisms*, Proceedings of 19<sup>th</sup> Symposium Swansea, U.K. Society of Experimental Biology. Cambridge University Press.
207. MOORE, I. C., MADISON, F. W., SCHNEIDER, R. R. 1979. Estimating phosphorus loading from livestock wastes: some Wisconsin results. *Best Management Practices for Agriculture and Silviculture*. 175-192.
208. MOSS, B. 1998. *Ecology of Fresh Waters: man and medium, past to future*. Oxford: Blackwell Science. 572 s. ISBN 978-0632035120.
209. NASH, J. E., SUTCLIFFE, J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I. – A discussion on principles. *Journal of Hydrology* 10. 282-290.

210. NASR, A., BRUEN, M., JORDAN, P., MOLES, R., KIELY, G., BYRNE, P. 2007. A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modeling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water Research* 41. 1065-1073.
211. NEEDELMAN, B. A., GBUREK, W. J., SHARPLEY, A. N., PETERSEN, G. W. 2001. Environmental management of soil phosphorus: modeling spatial variability in small fields. *Soil Science Society American Journal* 65. 1516-1522.
212. NEILL, M. 1989. Nitrate concentrations in river waters in the south-east of Ireland and their relationship with agricultural practice. *Water Research* 11. 1339-1355.
213. NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R. 2005. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation*, version 2005. Temple, TX: Grassland. 460 s.
214. NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R. 2009. Overview of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model. In: Arnold, J. (Ed.). 2009. *Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Global Applications*. World Association of Soil and Water Conservation. Special Publication No. 4. 413 s.
215. NIEMI, J. S. 1998. The quality of river waters in Finland. *European Water Management* 1. 36-40.
216. NISSINEN, A., HARI, P. 1998. Effects of nitrogen deposition on tree growth and soil nutrients in boreal Scots pine stands. In: van der Hoek, K.W. et al. (Eds.). *Proceedings of the First International Nitrogen Conference*. Oxford: Elsevier Science, 1998. ISBN 008 0432018.
217. NIYOGI, D. K., SIMON, K. S., TOWNSEND, C R. 2003. Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development: implications for ecosystem functioning and ecosystem health. *Freshwater Biology* 48. 1689-1708.
218. NOVOTNY, V. 2003. *Water Quality*. New Jersey: John Wiley & Sons. 864 s. ISBN 0-471-39633-8.
219. NOVOTNY, V., CHESTERS, G. 1981. *Handbook of nonpoint pollution sources and management*. New York: Van Nostrand Reinhold Company. 555 s. ISBN 0-442-22563-6.

220. ODUM, E. P. 1991. Prinzipien der Ökologie: Lebensräume, Stoffkreisläufe, Wachstumsgrenzen. Heidelberg: Spektrum – der Wissenschaft –Verlagsgesellschaft. 296 s. ISBN 978-3893307128.
221. ODUM, E. P. 1993. Ecology and Our Endangered Life-Support Systems. Sunderland: Sinauer Associates. 301 s. ISBN 0-87893-634-3.
222. OGDEN, F. L. 1998. CASC2D Version 1.18 Reference Manual. University of Connecticut, Storrs.
223. OGDEN, F. L., JULIEN, P. Y. 2002. CASC2D: A two-dimensional, physically based, Hortonian hydrologic model. In: Singh, V.P., Frevert, D.K. (Eds.). 2002. Mathematical models of small watershed hydrology and applications. Highlands Ranch, Colorado. 69-112. ISBN 1-887201-35-1.
224. OLMER, M., KESSL, J. 1990. Hydrogeologické rajóny. Práce a studie. Sešit 176.
225. OWENS, L. B., EDWARDS, W. M., KEUREN, R. W. 1991. Baseflow and stormflow transport of nutrients from mixed agricultural watersheds. Journal of Environmental Quality 20. 407-414.
226. PAČES, T. 1982a. Basics of water geochemistry. Academia, Praha. 304 s.
227. PAČES, T. 1982b. Natural and anthropogenic flux of major elements from central-Europe. Ambio 11. 206-208.
228. PAUL, E. A., CLARK, F. E. 1996. Soil microbiology and biochemistry. San Diego: Academic Press. 912 s. ISBN 978-0125468060.
229. PEBESMA, E. J., DE KWAADSTENIET, J. W. 1997. Mapping groundwater quality in the Netherlands. Journal of Hydrology 200. 364-386.
230. PENN, C. J., MULLINS, G. L., ZELAZNY, L. W., SHARPLEY, A. N. 2006. Estimating dissolved phosphorus concentrations in runoff from three physiographic regions of Virginia. Soil Science Society American Journal 70. 1967-1974.
231. PETERS, N. E., BRICKER, O. P., KENNEDY, M. M. (Eds.) 1997. Water quality trends and geochemical mass balance. Chichester: John Wiley and Sons. 420 s. ISBN 9780471978688.

232. PETRONE, K., BUFFAM, I., LAUDON, H. 2007. Hydrologic and biotic control of nitrogen export during snowmelt: A combined conservative and reactive tracer approach. *Water Resources Research* 43.
233. PIONKE, H. B., GBUREK, W. J., SHARPLEY, A. N., ZOLLWEG, J. A. 1997. Hydrological and chemical controls on a phosphorus loss from catchments, in: Hughes, K.J., Magette, W.L. a Kurz, I., Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes. *Journal of Hydrology* 304. 2005.
234. PITTER, P. 2009. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT. 573 s. ISBN 978-80-7080-701-9.
235. POOR, C. J., McDONNELL, J. J. 2007. The effects of land use on stream nitrate dynamics. *Journal of Hydrology* 332. 54-68.
236. PRASHUN, V., SIEBER, U. 2005. Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. *Aquatic Science* 67. 363–371.
237. PRIESTLY, C. H. B., TAYLOR, R. J. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review* 100. 81-92.
238. QUINN, J. M., COOPER, A. B., DAVIES-COLLEY, R. J., RUTHERFORD, J. C., WILLIAMSON, R. B. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill country streams. *New Zealand J. Marine and Freshwater Research* 31. 579-597.
239. QUITT, E. 1971. *Klimatické oblasti ČSSR*. Brno: *Studia geographica*.
240. RAMOS, M. C. MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A. 2009. Impacts of annual precipitation extremes on soil and nutrient losses in vineyards of NE Spain. *Hydrological Processes* 23. 224-235.
241. REFSGAARD, J. C., STORM, B. 1995. MIKE SHE. In: Singh, V.P. (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado. 809-846.
242. REID, I., LARONNE, J. B., POWELL, D. M. 1998. Flashflood and bedload transport by desert gravel-bed streams. *Hydrological Processes* 12. 543-557.
243. REGÜÉS, D., BALASCH, J. C., CASTELLTORT, X., SOLER, M., GALLART, F. 2000. Relación entrée las tendencias temporales de producción y transporte de sedimentis



y las condiciones climáticas en una pequeña cuenca de montaña mediterránea (Vallecebre Pirineos Orientales). (In Spanish, with English abstract.) Cuadernos de Investigación Geográfica 26. 42-65.

244. ROCKWOOD, D. M., DAVIS, E. D., ANDERSON, J. A. 1972. User manual for COSSARR Model. U.S. Army Engineering Division, North Pacific. Portland, Oregon.

245. ROSE, S. 2003. Comparative solute-discharge hysteresis analysis for an urbanized and a 'control basin' in the Georgia (USA) Piedmont. *Journal of Hydrology* 284. 45-56.

246. SÁDLO, J., POKORNÝ, P., HÁJEK, P., DRESLEROVÁ, D., CÍLEK, V. 2005. *Krajina a revoluce*. Praha: Malá skála. 256 s. ISBN 80-86776-02-6.

247. SALVIA-CASTELLVI, M., IFFLY, J. F., BORGHT, P. V., HOFFMANN, L. 2005. Dissolved and particulate nutrient export from rural catchments: a case study from Luxembourg. *Science of Total Environment* 344. 51-65.

248. SALZMANN, Z. 1983. Three contributions to the study of socialist Czechoslovakia, Department of Anthropology, University of Massachusetts.

249. SANTHI, C., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R. 2006. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. *Environmental Modelling and Software* 21. 1141-1157.

250. SAURA, S., PASCUAL-HORTAL, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83. 91-103.

251. SAXTON, K. E., RAWLS, W. J. 2006. Soil Water Characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70. 1569-1578.

252. SEEGER, M., ERREA, M. P., BEGUERÍA, S., ARNÁEZ, J., MARTÍ, C., GARCÍA-RUIZ, J. M. 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish Pyrenees. *Journal of Hydrology* 288. 299-311.

253. SELMAN, P., 1993. Landscape ecology and countryside planning: Vision, theory and practice. *Journal of Rural Studies* 9. 1-21.

254. SHARON, D., KUTIEL, H. 1986. The distribution of rainfall intensity in Israel, its regional and seasonal variations and its climatological evaluation. *Journal of Climatology* 6. 277-291.
255. SHARPLEY, A. N. 1995. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering* 5. 261-279.
256. SHARPLEY, A. N., McDOWELL, R. W., KLEINMAN, P. J. A. 2004. Amount, forms and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *Soil Science Society American Journal* 68. 2048-2057.
257. SHARPLEY, A. N., REKOLAINEN, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications, in: Hughes, K.J., Magette, W.L. a Kurz, I., Identifying critical source areas for phosphorus loss in Ireland using field and catchment scale ranking schemes. *Journal of Hydrology* 304. 430-445.
258. SCHILLING, K. E. 2002. Chemical transport from paired agricultural and restored prairie watersheds. *Journal of Environmental Quality* 31. 1184-1193.
259. SCHINDLER, D. W. 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes* 11. 1043-1067.
260. SCHLEPPI, P., HAGEDRON, F., PROVIDOLI, I. 2000. Nitrate leaching from a forest ecosystem with simulated increased N deposition. In: Elias, V., Littlewood, I.G. (Eds.). *Catchment hydrological and biochemical processes in the changing environment. Technical documents in hydrology, 37.* Paris: UNESCO, 2000.
261. SIMS, J. T., SIMARD R. R., JOERN, B. C. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* 27. 277-293.
262. SINGH, V. P. 1989. *Hydrologic systems. Vol. 2. Watershed modeling.* Prentice Hall, New Jersey. 350 s.
263. SINGH, V. P. (Ed.). 1995. *Computer models of watershed hydrology.* Water resources publications. Highland Ranch, Colorado. 1-22.
264. SIRIWARDENA, L., FINLAYSON, B. L., McMAHON, T. A. 2006. The impact of land use change on catchment hydrology in large catchments: The Comet River, Central Queensland, Australia. *Journal of Hydrology* 326. 199-214.

265. SIWEK, J. P., ŽELAZNY, M., CHELMICKI, W. 2011. Influence of Catchment Characteristics and Flood Type on Relationship Between Streamwater Chemistry and Streamflow: Case Study from Carpathian Foothills in Poland. *Water, Air and Soil Pollution* 214. 547-563.
266. SKLENIČKA, P. 2003. *Základy krajinného plánování*. Naděžda Skleničková, Praha. 321 s. ISBN 80-903206-1-9.
267. SMITH, R. V. 1977. Domestic and agricultural contributions to the inputs of phosphorus and nitrogen to Lough Neagh. *Water Research* 11. 453–459.
268. SMITH, C. M., WILCOCK, R. J., VANT, W. N., SMITH, D. G., COOPER, A. B. 1993. Towards sustainable agriculture: freshwater quality in New Zealand and the influence of agriculture. Wellington: MAF Policy Technical Paper 93/10.
269. SMITH, R. E., GOODRICH, D. C., WOOLHISER, D. A., UNKRICH, C. L. 1995. KINEROS – A kinematic runoff and erosion model. In: Singh, V.P. (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado. 697-732.
270. SOPHOCLEOUS, M. A., KOELLIKER, J. K., GOVINDARAJU, R. S., BIRDIE, T., RAMIREDDYGARI, S. R., PERKINS, S. P. 1999. Integrated numerical modeling for basin-wide water management: The case of the Rattlesnake Creek Basin in south-central Kansas. *Journal of Hydrology* 214. 179-196.
271. SOUKUP, M., PILNÁ, E. 2003. Vývoj koncentrace dusičnanů ve vodách v zemědělské a lesní části experimentálního povodí Cerhovického potoka. *Soil and Water*, 2. 83–94.
272. STAMM, C., SERMET, R., LEUENBERGER, J., WUNDERLI, H., WYDLER, H., FLÜHLER, H., GEHRE, M. 2002. Multiple tracing of fast transport in a drained grassland soil. *Geoderma* 109. 245-268.
273. STANNERS, D., BOURDEAU, P. (Eds.). 1995. *Europe's Environment. The Dobris Assessment Compiled by Eurostat together with other organizations*. 455 s.
274. STUTTER, M. I., LANGAN, S. J., COOPER, R. J. 2008. Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. *Journal of Hydrology* 350. 203-214.
275. SVOBODA, J. 1964. *Regionální geologie ČSSR*. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd. 380 s.

276. SYLVIA, D. M., FUHRMANN, J. J., HARTEL, P. G., ZUBERER, D. A. 1998. Principles and Applications of Soil Microbiology. Englewood Cliffs: Prentice-Hall. 972 s. ISBN 978-0130941176.
277. ŠÁMAL, V. 2001. Některé úspěšné revitalizace v Jižních Čechách. Vodní hospodářství 3. 75-76.
278. ŠANDA, M. 1999. Subsurface runoff generation on a slope. Doktorská disertační práce. Praha: ČVUT v Praze.
279. ŠARAPATKA, B., DLAPA, P., BEDRNA, Z. 2002. Kvalita a degradace půdy. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 246 s. ISBN 80-244-0584-9.
280. ŠIMEK, M., COOPER, J. E. 2004. Biogeochemical cycles of elements. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 64 s. ISBN 80-7040-668-2.
281. ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, N. 2003. The water quality of the Vrgorska Matice River. Environmental Monitoring and Assessment 83. 229-253.
282. ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, N. 2006. The Pollution load by nitrogen and phosphorus in the Jadro River. Environmental Monitoring and Assessment 123. 13-30.
283. ŠTAMBUK-GILJANOVIĆ, N. 2010. The pollution load by nitrogen and phosphorus in the Cetina River. Water, air and soil pollution 211. 49-60.
284. TESAŘ, M., ŠÍR, M., LICHNER, L. 2003. Runoff formation in a small catchment. In: Holko, M., Milánek, P. (Eds.). Interdisciplinary approaches in a small catchment hydrology. Monitoring and research. IHP-VI. Technical Documents in Hydrology 67. Paříž: UNESCO. 7-12.
285. TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca: Microcomputer Power. 550 s.
286. THOMPSON, R. M., TOWNSEND, C. R. 1998. The effect of land use on stream community attributes. Taieri Catchment Symposium, Ecology Research Group, University of Otago, Occasional paper 1: 44-45.
287. TODINI, E. 1996. The ARNO Rainfall – Runoff Model. Journal of Hydrology 175. 339-382.

288. TOLER, L. G. 1965. Relation between chemical quality and water discharge in Spring Creek, Southwestern Georgia. US Geological Survey Professional Paper 525-C. 209-213.
289. TONG, S. T. Y., CHEN, W. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66. 377–393.
290. TOWNSEND, C. R. 2001. Land-use impacts on streams. Unpublished fact sheet available as PDF on website of Ecology Research Group, University of Otago, Dunedin.
291. USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. 1972. In: *National Engineering Handbook*, US Government Printing Office, Washington, DC Hydrology Section 4; Chapters 4–10.
292. VAN DEN NOORT, P. C. 1987. Land Consolidation in The Netherlands. *Land Use Policy* 5. 11–13.
293. VAN DER EERDEN, L. J. M., DE VISER, P. H. B., VAN DIJK, C. J. 1998. Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources. In: van der Hoek, K. W. et al. (Eds.). *Proceedings of the First International Nitrogen Conference*. Oxford: Elsevier Science, 1998. ISBN 008 0432018.
294. VAN DER MEER, H. G., VAN UUM-VAN LOHUYZEN, M. G. 1986. The relationship between inputs and outputs of nitrogen in intensive grassland systems. In: J. C. Ryden (Ed.) *Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems*. Dordrecht : Martinus Nijhoff. 1986.
295. VAN DER PLOEG, R. R., RINGE, H., MACHULLA, G., HERNSMEYER, D. 1997. Postwar nitrogen use efficiency in West German agriculture and groundwater quality. *Journal of Environmental Quality* 26. 1203-1212.
296. VANĚK, V. et al. 2008. Spatial variability of total soil nitrogen and sulphur content at two conventionally managed fields. *Plant, Soil and Environment* 54. 413–419.
297. VAN GRIENSVEN, A., FRANCOS, A., BAUWENS, W. 2002. Sensitivity analysis and auto-calibration of an integral dynamic model for river water quality. *Water Science and Technology* 45. 325-332.
298. VAN GRIENSVEN, A., BAUWENS, W. 2003. Multiobjective autocalibration for semidistributed for water quality models. *Water Resources Research* 39. 1348-1353.

299. VAN GRIENSVEN, A., BAUWENS, W. 2005. Application and evaluation of ESWAT on the Dender basin and Wister Lake basin. *Hydrological Processes* 19. 827-838.
300. VAN GRIENSVEN, A., MEIXNER, T., GRUNWALD, S., BISHOP, T., DiLUZIO, M., SRINIVASAN, R. 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology* 324. 10-23.
301. VAN LIEW, M. W., VEITH, T. L., BOSCH, D. D., ARNOLD, J. G. 2007. Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: A comparison on USDA-ARS watersheds. *Journal of Hydrological Engineering* 12. 173-189.
302. VÁRALLYAY, G. 1995. Soil and agrochemical aspects of sustainable development. *Croatian Waters* 3. 277-282.
303. VIDON, P., CUADRA, P. E. 2011. Phosphorus dynamics in tile-drain flow during storm in the US Midwest. *Agricultural Water Management* 98. 532-540.
304. VOGEL, T., CÍSLEROVÁ, M., ŠANDA, M. 2003. Modeling formation of runoff in soil with preferential pathways. *Acta Hydrologica Slovaca* 4. 307-312.
305. VON ALBERTINI, N., BRAUN, M., HURNI, P. 1993. Oberflächenabfluss und Phosphorabschwemmung von Grassland. *Landwirtschaft Schweiz* 6. 572-582.
306. VRÁNA, K. 2004. Revitalizace malých vodních toků. Praha: Consult. 60 s. ISBN 80-902132-9-4.
307. WAGNER, L. E., VIDON, P., TEDESCO, L. P., GRAY, M. 2008. Stream nitrate and DOC dynamics during free spring storm across land uses in glaciated landscapes of the Midwest. *Journal of Hydrology* 362. 177-190.
308. WAYLAND, K. G., HYNDMAN, D. T., PIJANOWSKI, D. W., WOODHAMS, S. M., HAACK, S. K. 2003. Identifying relationships between baseflow geochemistry and land use with synoptic sampling and r-mode factor analysis. *Journal of Environmental Quality* 32. 180-190.
309. WEGEHENKEL, M. 2003. Longterm evaluation of land use changes on catchment water balance- a case study from North-East Germany. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 28. 1281-1290.

310. WERNICK, B. G., COOK, K. E., SCHREIER, H. 1998. Land use and streamwater nitrate dynamics in an urban-rural fringe watershed. *Journal of American Water Resources Assessment* 34. 639-650.
311. WHEATER, H. S. 2005. Introduction to the GWADI Modelling. GWADI Workshop.
312. WHITEHEAD, D. C. 1970. The role of Nitrogen in Grassland Productivity. *Commonwealth Agricultural Bulletin* 48.
313. WILCOCK, R. J., NAGELS, J. W., RODDA, H. J. E., O'CONNOR, M. B., THORROLD, B. S., BARNETT, J. W. 1999. Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33. 683-696.
314. WILLIAMS, G. P. 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *Journal of Hydrology* 111. 89-106.
315. WILLIAMS, J. R. 1990. The erosion productivity impact calculator (EPIC) model: A case history. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 329. 421-428.
316. WILLIAMS, J. R., JONES, C. A., DYKE, P. T. 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transaction of ASAE* 27. 129-144.
317. WILLIAMS, J. R., NICKS, A. D., ARNOLD, J. G. 1985. Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydrological Engineering* 111. 970-986.
318. WISHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1965. Predicting rainfall – erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. *Agricultural Handbook* 282. Washington.
319. WOLI, K. P., NAGUMO, T., KURAMOCHI, K., HATANO, R. 2004. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Science of Total Environment* 329. 61-74.
320. WOOLHISER, D. A., SMITH, R. E., GOODRICH, D. C. 1990. KINEROS, A Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User's Manual. Fort Collins, Colorado.

321. WORRALL, F., BURT, T. P. 1999. The impact of land-use change on water quality at the catchment scale: the use of export coefficient and structural models. *Journal of Hydrology* 221. 75-90.
322. YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P. 1987. AGNPS. Agricultural nonpoint – source pollution model: A watershed analytical tool. Conservation Research Report No. 35. Washington D.C.: USDA.
323. YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P. 1989. AGNPS: A nonpoint – source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 44. 168-173.
324. ZAJÍČEK, A., KVÍTEK, T., KAPLICKÁ, M., DOLEŽAL, F., KULHAVÝ, Z., BYSTRICKÝ, V., ŽLÁBEK, P. 2011. Drainage water temperature as a basis for verifying drainage runoff composition on slopes. *Hydrological Processes*. DOI 10.1002/hyp. 8039.
325. Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny.



## 7.2. Seznam tabulek

- Tab. 1. Souhrn kritérií pro určení krajinné matrice v jednotlivých modelovaných scénářích
- Tab. 2. Základní charakteristiky dlouhodobých časových řad měřených průtoků [ $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$ ] a koncentrací [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ] amonných kationtů ( $\text{NH}_4^+$ ), dusičnanových aniontů ( $\text{NO}_3^-$ ) a fosforečnanových aniontů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) na mikropovodích Jenínského (J1, J2) a Kopaninského (P23) potoka mezi roky 2006-2010
- Tab. 3. Základní charakteristiky průtoků a srážek v rámci hodnocených srážko-odtokových událostí
- Tab. 4. Základní charakteristiky utváření hysterezních smyček pro koncentrace amonných kationtů  $\text{NH}_4^+$ , dusičnanových aniontů  $\text{NO}_3^-$  a fosforečnanových aniontů  $\text{PO}_4^{3-}$  v rámci hodnocených srážko-odtokových událostí
- Tab. 5. Parametry popisující srážko-odtokové události na subpovodích Jenínského potoka (J1, J2) a Kopaninského potoka (P23) – průměrná hodnota, minimum, maximum
- Tab. 6. Nastavení kalibračních parametrů modelu SWAT pro kalibraci průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U)
- Tab. 7. Statistické ukazatele popisující výsledky kalibrace a validace modelu SWAT pro průtoky a koncentrace dusičnanových aniontů

## 7.3. Seznam grafů

- Graf 1. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na mikropovodí P23 (Kopaninský potok)
- Graf 2. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na mikropovodí J1 (Jenínský potok)
- Graf 3. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na mikropovodí J2 (Jenínský potok)
- Graf 4. Umístění hysterezních smyček v jednotlivých kvadrantech podle hodnoty parametru dC a dR
- Graf 5. Identifikace srážko-odtokových událostí na povodí Kopaninského potoka – P23
- Graf 6. Identifikace srážko-odtokových událostí na povodí Jenínského potoka – J1
- Graf 7. Průběh datové řady koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů na povodí Jenínského potoka – J1

Graf 8. Průběh datové řady koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů na povodí Jenínského potoka – J2

Graf 9. Lokalizace srážko-odtokových událostí pro amonné kationty  $\text{NH}_4^+$  podle popisných parametrů dC (změna koncentrace v průběhu srážko-odtokové události v %) a dR (parametr popisující plochu a rotaci hysterezní smyčky v %) na třech sledovaných subpovodích Jenínského a Kopaninského potoka (J1, J2 a P23)

Graf 10. Ukázka utváření hysterezní smyčky amonných kationtů  $\text{NH}_4^+$  pro srážko-odtokovou událost zaznamenanou 24. -25. 6. 2009 na subpovodí J2 na Jenínském potoce; šipkami je naznačen časový průběh události

Graf 11. Lokalizace srážko-odtokových událostí pro dusičnanové anionty  $\text{NO}_3^-$  podle popisných parametrů dC (změna koncentrace v průběhu srážko-odtokové události v %) a dR (parametr popisující plochu a rotaci hysterezní smyčky v %) na třech sledovaných subpovodích Jenínského a Kopaninského potoka (J1, J2 a P23)

Graf 12. Ukázka utváření hysterezní smyčky dusičnanových aniontů  $\text{NO}_3^-$  pro srážko-odtokovou událost zaznamenanou 24. -25. 6. 2009 na subpovodí J2 na Jenínském potoce; šipkami je naznačen časový průběh události

Graf 13. Lokalizace srážko-odtokových událostí pro fosforečnanové anionty  $\text{PO}_4^{3-}$  podle popisných parametrů dC (změna koncentrace v průběhu srážko-odtokové události v %) a dR (parametr popisující plochu a rotaci hysterezní smyčky v %) na třech sledovaných subpovodích Jenínského a Kopaninského potoka (J1, J2 a P23)

Graf 14. Ukázka utváření hysterezní smyčky fosforečnanových aniontů  $\text{PO}_4^{3-}$  pro srážko-odtokovou událost zaznamenanou 24. -25. 6. 2009 na subpovodí J2 na Jenínském potoce; šipkami je naznačen časový průběh události

Graf 15. Vývoj koncentrací dusičnanových a fosforečnanových aniontů v průběhu srážko-odtokové události na povodí Jenínského potoka (J2) ze dne 13. 5. – 15. 5. 2010

Graf 16. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček

Graf 17. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček při použití parametrů STABIL a INF jako kovariát

Graf 18. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček při letních srážko-odtokových událostech

Graf 19. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček při srážko-odtokových událostech v důsledku tání sněhu

Graf 20. Porovnání měřených a modelovaných datových řad průtoků pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu kalibrace pro rok 2007

Graf 21. Porovnání měřených a modelovaných datových řad koncentrací dusičnanových aniontů pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu kalibrace pro první polovinu roku 2007 (1. 1. 2007 – 30. 6. 2007)

Graf 22. Porovnání měřených a modelovaných datových řad průtoků pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu validace pro rok 2008

Graf 23. Porovnání měřených a modelovaných datových řad dusičnanových aniontů pro povodí Kopaninského toku (T7U) po ukončení procesu kalibrace pro druhou polovinu roku 2007 (1. 7. 2007 – 31. 12. 2008)

Graf 24. Porovnání průměrných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů při 7 simulovaných scénářích uspořádání krajinné struktury

Graf 25. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zatravnění 50% orné půdy

Graf 26. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zalesnění 100% zemědělského půdního fondu

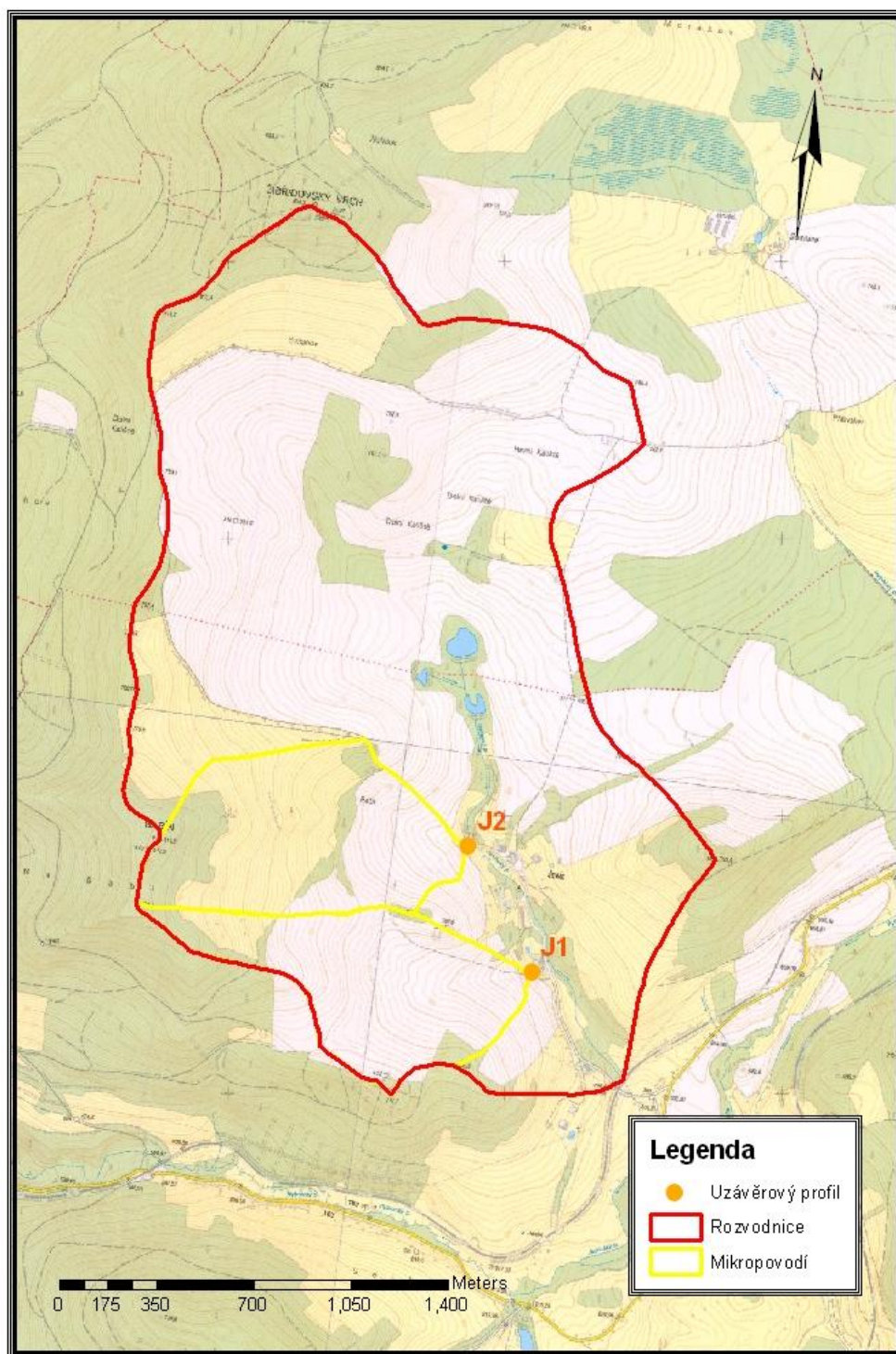
Graf 27. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zatravnění infiltračně zranitelných půd kategorie 1 a 2 podle Janglová et al. (2003)

Graf 28. Porovnání měřených a modelovaných hodnot průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů na povodí Kopaninského potoka (T7U) pro rok 2007 při variantě zalesnění infiltračně zranitelných půd kategorie 1 a 2 podle Janglová et al. (2003)

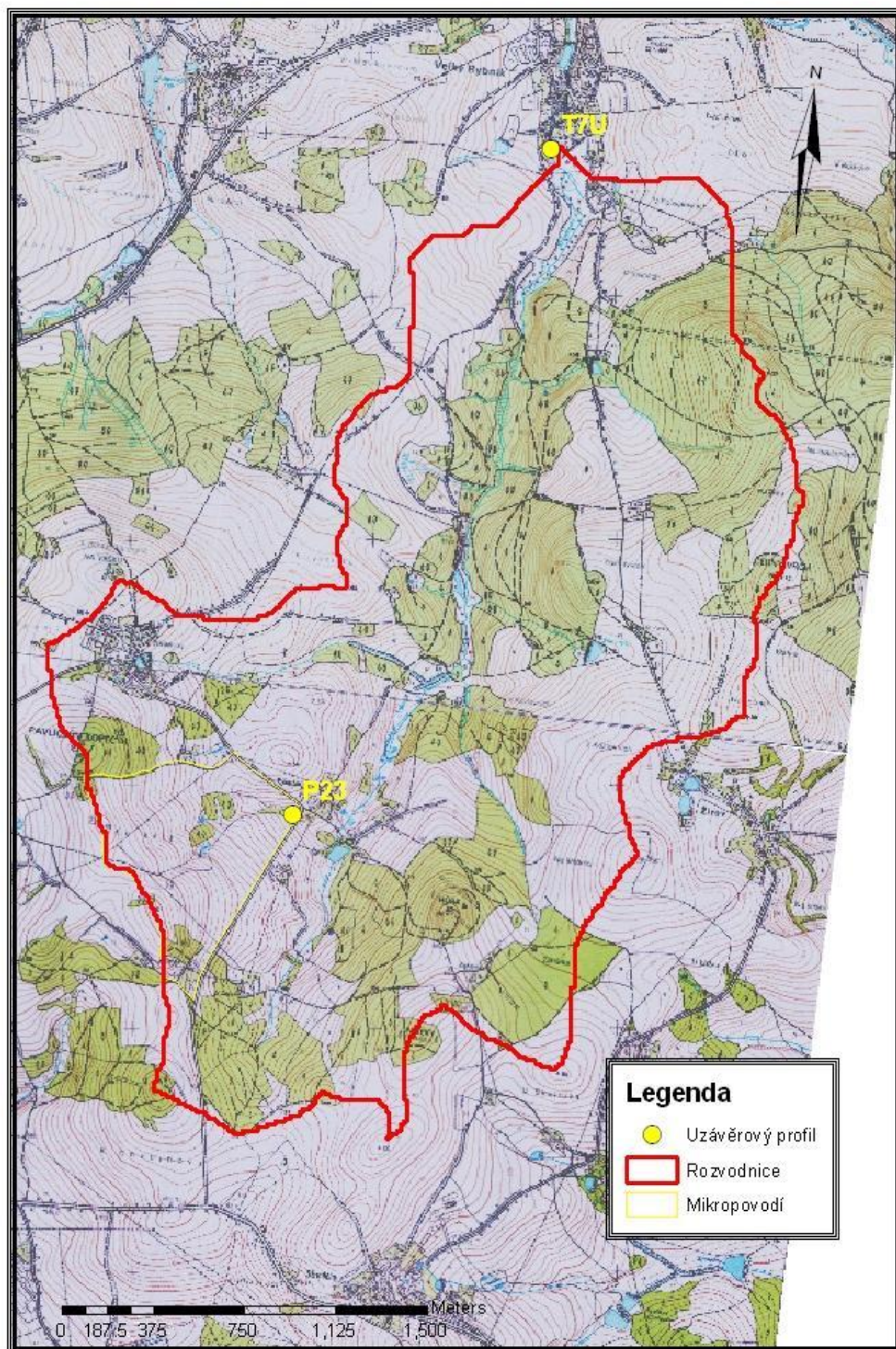
## 7.4. Seznam obrázků

- Obr. 1. Různé modely koncentrací látek v závislosti na průtoku vody v tekoucích vodách
- Obr. 2. Schéma historického vývoje modelu SWAT, včetně následných modifikací (Gassman et al., 2002)
- Obr. 3. Lokalizace studovaných povodí Jenínského potoka a Kopaninského potoka v rámci České republiky
- Obr. 4. Zákres povodí Jenínského potoka v základní mapě v měřítku 1:10 000
- Obr. 5. Zákres povodí Kopaninského potoka v základní mapě v měřítku 1:10 000
- Obr. 6. Sklonitostní poměry na území Kopaninského toku odvozené z digitálního modelu terénu
- Obr. 7. Porovnání vodních toků na povodí Kopaninského potoka reálných a generovaných modelem SWAT
- Obr. 8. Zákres subpovodí vygenerovaných modelem SWAT pro povodí Kopaninského potoka
- Obr. 9. Části hydrologické bilance simulované v jednotlivých HRU modelem SWAT
- Obr. 10. Lokalizace meteorologických a srážkoměrných stanic pro území Kopaninského potoka, použitých modelem SWAT
- Obr. 11. Mapa jednotlivých kategorií land use na povodí Kopaninského potoka
- Obr. 12. Scénáře rozmístění jednotlivých druhů land use na povodí Kopaninského potoka, tak jak jsou zahrnuty do modelu SWAT

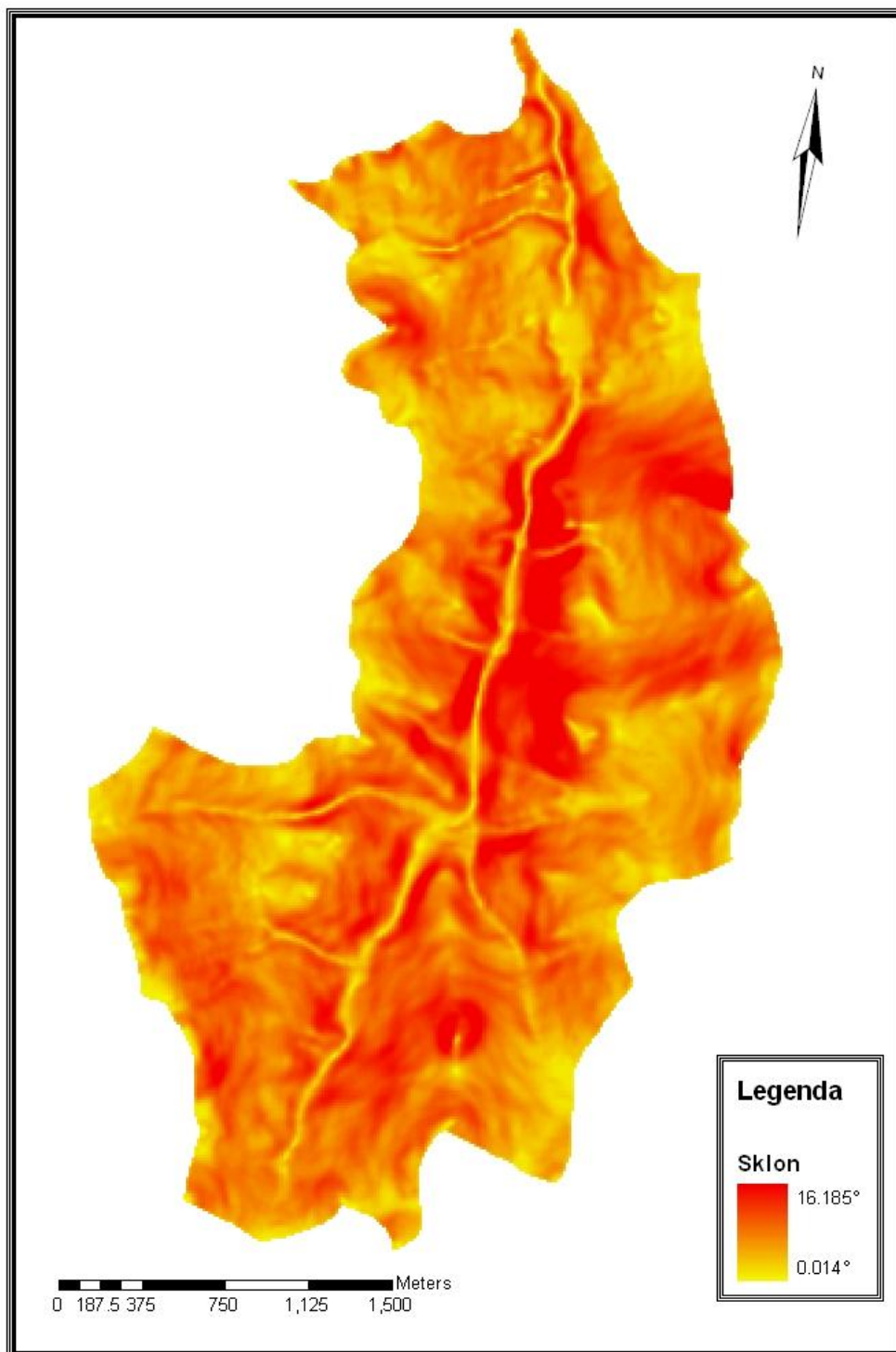
## 8. PŘÍLOHY



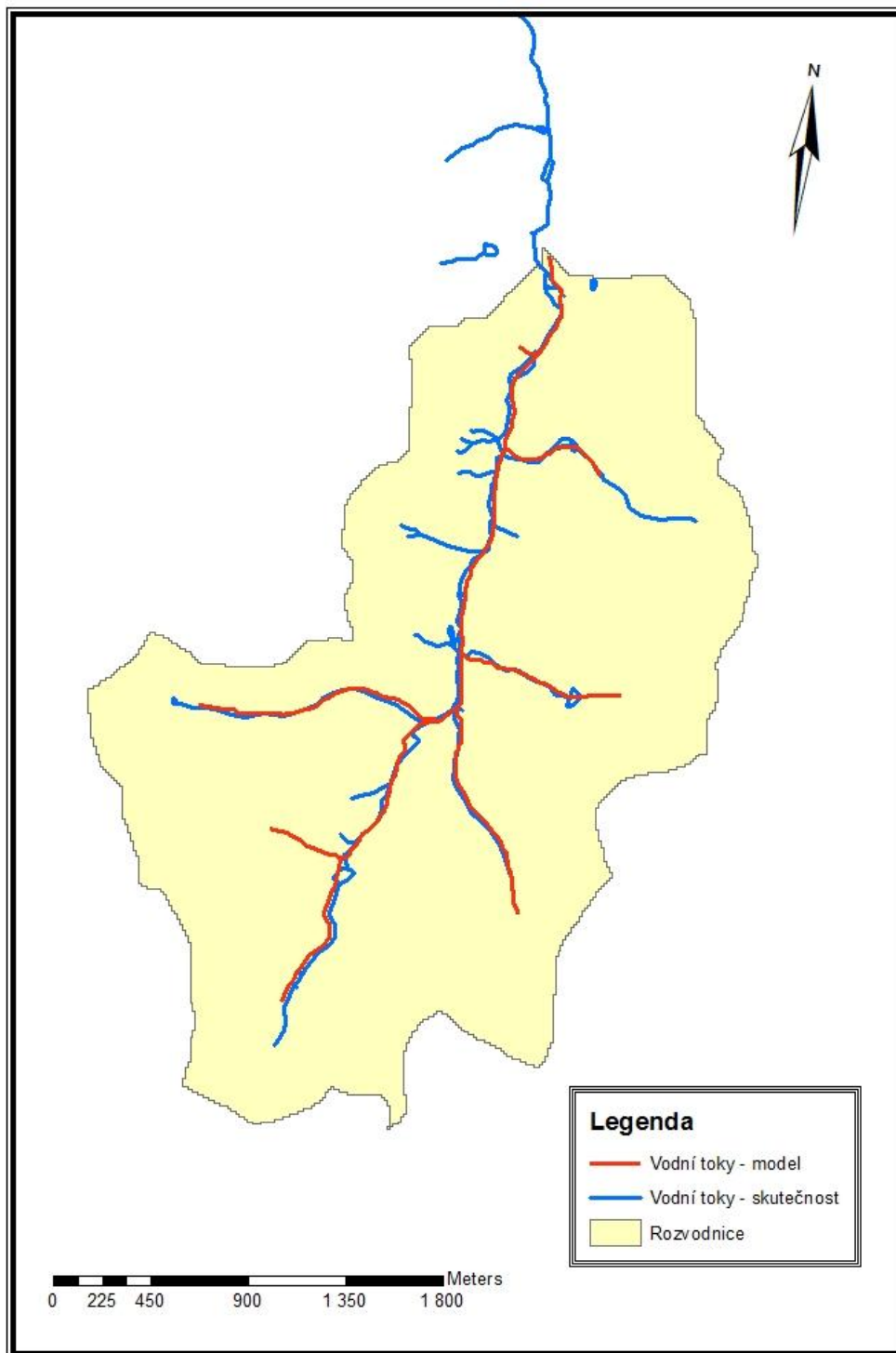
Obr. 4. Zákres povodí Jenínského potoka v základní mapě v měřítku 1:10 000



Obr. 5. Zákes povodí Kopaninského potoka v základní mapě v měřítku 1:10 000

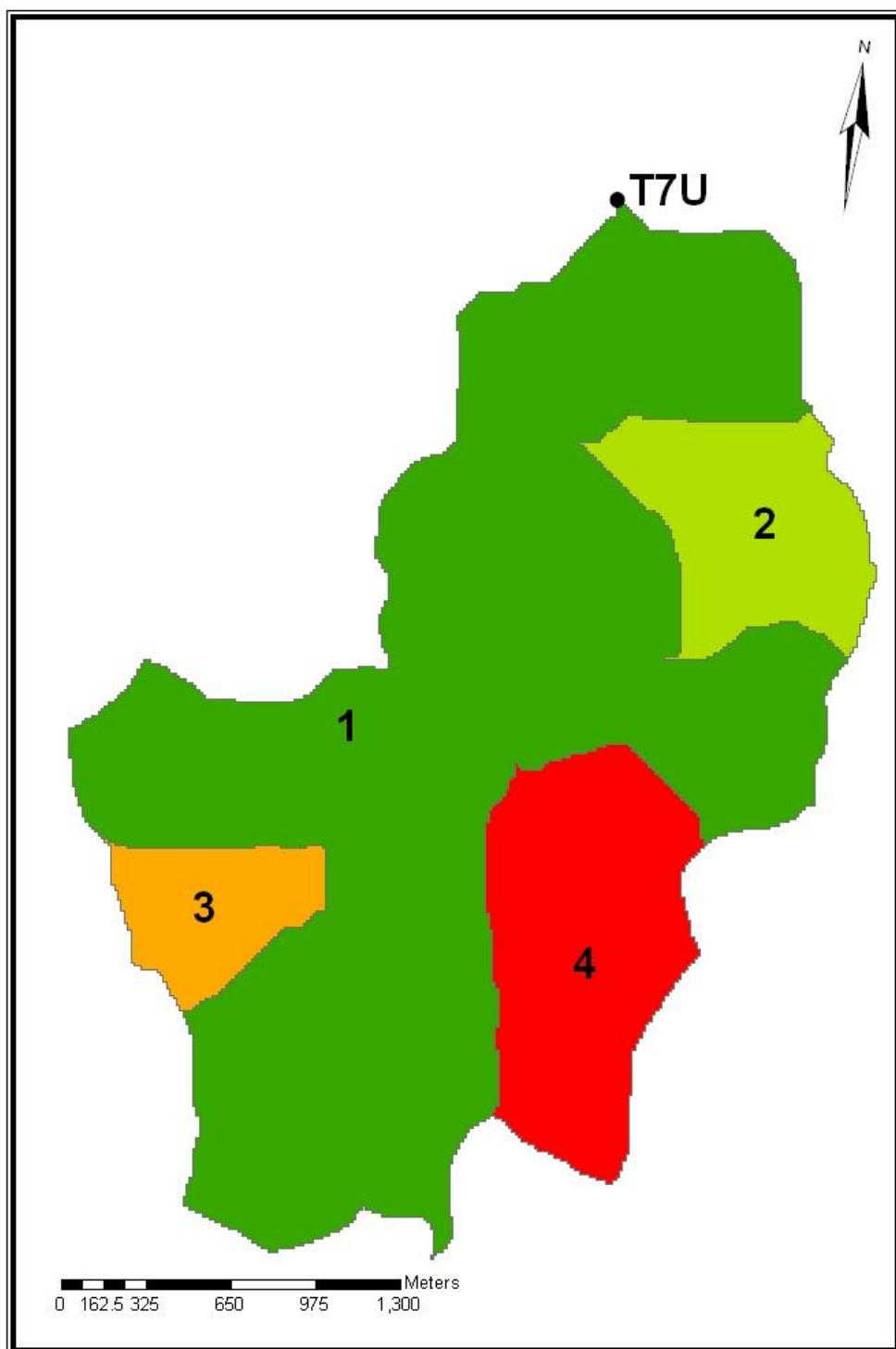


Obr. 6. Sklonitostní poměry na území Kopaninského toku odvozené z digitálního modelu terénu

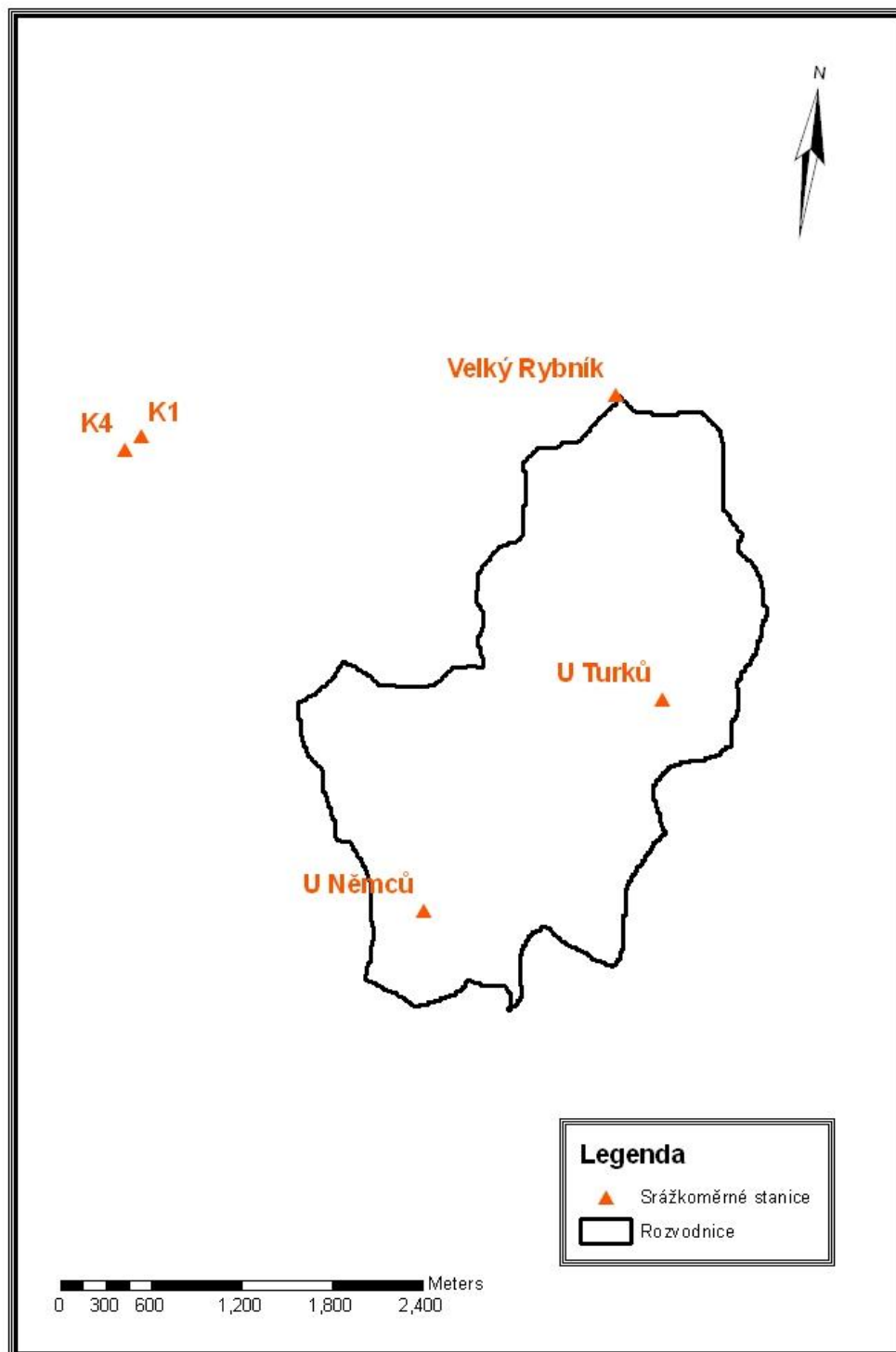


Obr. 7. Porovnání vodních toků na povodí Kopaninského potoka reálných a generovaných modelem SWAT

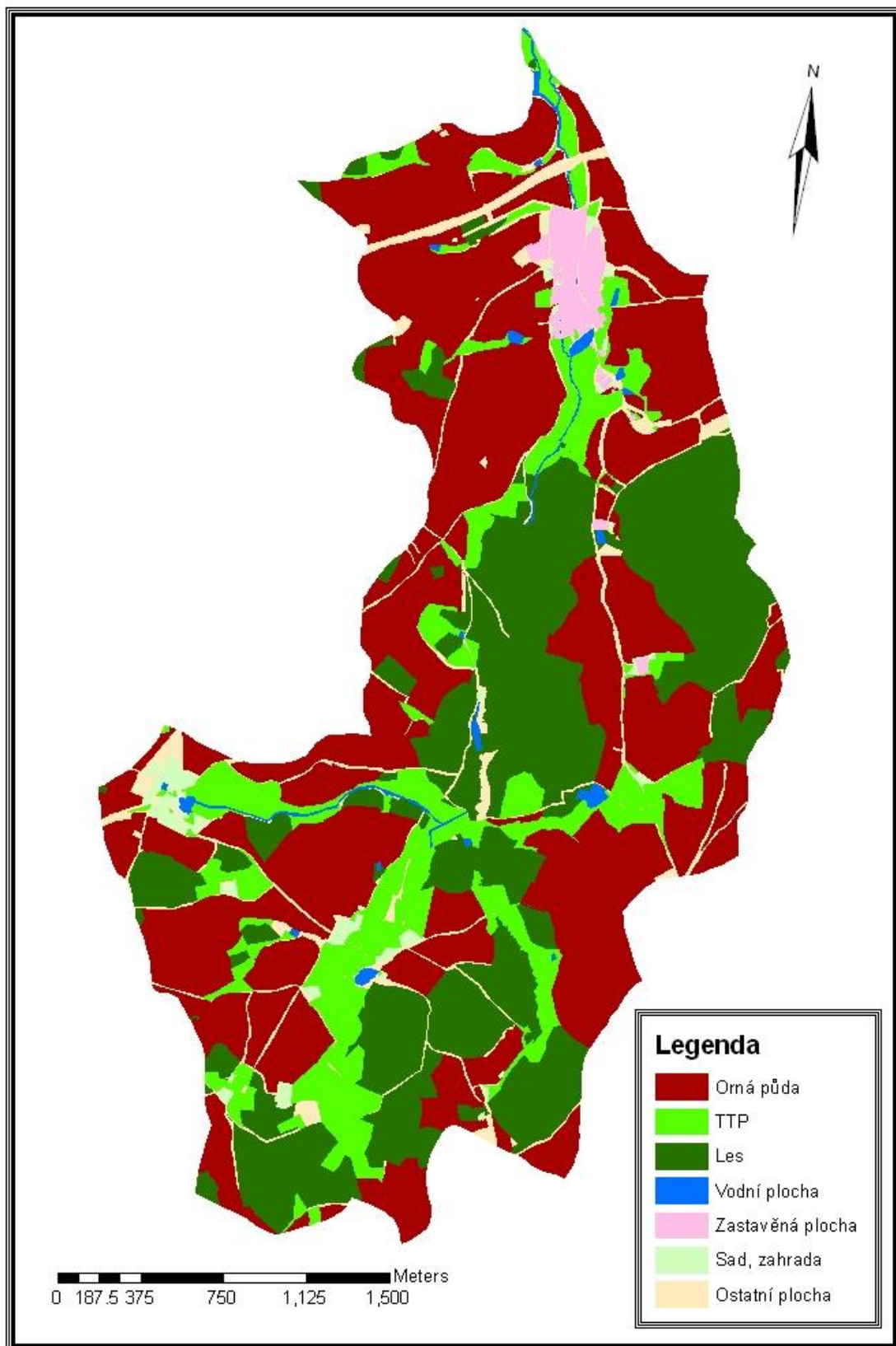




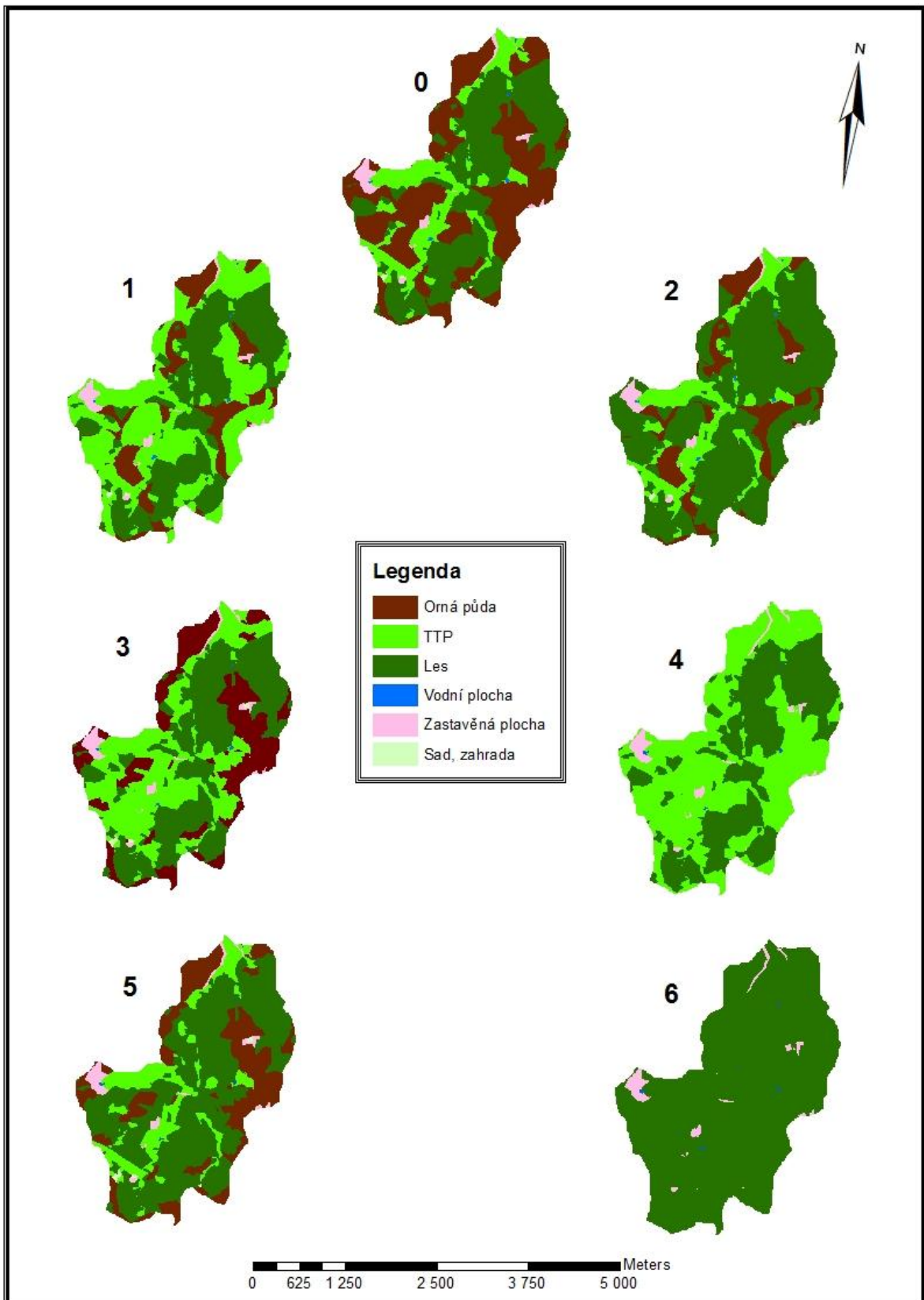
Obr. 8. Zákres subpovodí vygenerovaných modelem SWAT pro povodí Kopaninského potoka



Obr. 10. Lokalizace srážkoměrných stanic pro území Kopaninského potoka, použitých modelem SWAT



Obr. 11. Mapa jednotlivých kategorií land use na povodí Kopaninského potoka



Obr. 12. Scénáře rozmístění jednotlivých druhů land use na povodí Kopaninského potoka, tak jak jsou zahrnuty do modelu SWAT

## 9. ABSTRAKT

Cílem této disertační práce bylo vyhodnocení vlivu krajinné struktury na jednotlivé ukazatele jakosti vody, a to především při zvýšených průtocích. Dílčími cíli dále bylo vyhodnocení vlivu dalších faktorů, které mají vliv na změny koncentrací vybraných ukazatelů jakosti vody v průběhu sledovaných srážko-odtokových událostí a modelování vlivu uspořádání jednotlivých prvků krajinné struktury v rámci povodí na vývoj průtoků a koncentrací dusičnanových aniontů pomocí hydrologického modelu SWAT. Experimentální část práce byla zpracována na dvou povodích, a to Jenínského a Kopaninského potoka, a to na profilech J1, J2 a P23. Modelová část byla následně řešena pouze pro jediné povodí, a to pro uzávěrový profil T7U na povodí Kopaninského potoka. Pro experimentální část práce zaměřenou na vyhodnocení vlivu jednotlivých faktorů na utváření jakosti vody při extrémních srážko-odtokových událostech byla zvolena statistická metoda RDA analýza. Pro modelování průtoků a koncentrací dusičnanů při různých scénářích krajinné struktury byl zvolen a následně úspěšně kalibrován a ověřen model SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Významným výsledkem disertační práce je potvrzení teorie průsaku srážkových vod při srážko-odtokových epizodách preferenčními odtokovými drahami, jak dokazuje synchronní ředění koncentrací dusičnanových aniontů a nárůst koncentrací fosforečnanových aniontů se vzrůstajícím průtokem na vzestupné větvi hydrografu srážko-odtokové epizody. Velmi důležité je rovněž potvrzení významného vlivu managementu zranitelných infiltračních lokalit na utváření odtoku a koncentrací dusičnanových aniontů. Modelové řešení v prostředí SWAT prokázalo významné snížení hodnot průtoků i koncentrací dusičnanových aniontů při vyloučení zemědělského využití infiltračních zranitelných oblastí povodí a jejich zatravnění nebo zalesnění. Výsledky tedy jednoznačně prokázaly, že infiltračním oblastem povodí musí být věnována zvýšená pozornost s ohledem na velikost odtoku a kontaminaci vody.

## 10. SUMMARY

The aim of this thesis was to evaluate the impact of landscape structure on particular water quality parameters, especially by raised discharge. The partial aims were to assess the impact of other factors, which may have the influence on the change of selected water quality parameters during monitored rainfall-runoff events, and to simulate the impact of landscape structure in the catchment on the discharge and nitrate concentration progress by SWAT model. The experimental part of the thesis was carried out in two catchments – Jenínský and Kopaninský stream, on the sampling profiles J1, J2 and P23. The simulation part was consequently solved just only for one catchment, for closing profile of Kopaninský stream catchment, named T7U. For the experimental part of thesis aimed at the assessment of the impact of particular factors on water quality by extreme rainfall-runoff events the statistical method RDA analysis was selected. For runoff and nitrate concentration simulation there was chosen and consequently successfully calibrated and validated the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool). The important result of the thesis was the confirmation of the theory about rainfall water infiltration by rainfall-runoff events by preferential flow paths, which is proved by synchronic dilution of nitrates concentration and increase of phosphates concentration with the raising runoff on the rising limb of rainfall-runoff event hydrograph. Very important is also the confirmation of significant role of infiltration areas management by runoff and nitrate concentration formation. Model solution in SWAT interface proved the significant reduction of runoff and nitrate concentration values by agricultural use exclusion in infiltration localities, and their grassing and afforestation. The results clearly showed that to the infiltration localities it should be paid the special attention with regard to runoff height and water contamination.

## 11. SEZNAM PUBLIKOVANÝCH PRACÍ

2006

**Mazín, V., Váchal, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Moravcová, J., Lechner, P.** Krajinné plánování a projekce PÚ. 2006. Skripta dostupná v PDF na webových stránkách Katedry pozemkových úprav, Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice.

**Mazín, V., Váchal, J., Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Lechner, P.** Pozemkové úpravy. 2006. Skripta dostupná v PDF na webových stránkách Katedry pozemkových úprav, Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice.

**Moravcová, J., Koupilová, M., Váchal, J.** Zonace zemědělsky využívané krajiny jako podklad pro udržení produkčního potenciálu půdy. In *Agroregion 2006 : zvyšování konkurenceschopnosti v zemědělství. Sekce II, Půda-základ konkurenceschopnosti zemědělství, Č. Budějovice 24.8.-25.8. 2006.* České Budějovice : Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2006, s. 84-87. ISBN 80-7040-870-7.

**Váchal, J., Mazín, V., Pavlíček, T., Koupilová, M., Moravcová, J., Lechner, P.** Základy správy krajiny. 2006. Skripta dostupná v PDF na webových stránkách Katedry pozemkových úprav, Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice

**Váchal, J., Váchalová, R., Vlčková, Z., Moravcová, J., Koupilová, M.** Anthropoecological zoning of farmland as a basis for land adjustment projection. *Ekológia (Bratislava)*, 2006, roč. 25, č. 3, s. 144-161, ISSN 1335-342X. (IF 0,1).

2007

**Mazín, V., Váchal, J., Moravcová, J., Koupilová, M.** Land consolidation as modern multidisciplinary scientific branch. In *ENVIRO 2007.* Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2007, s. 20. ISBN 978-80-8069-870-6.

**Mazín, V., Váchal, J., Váchalová, R., Moravcová, J., Koupilová, M.** Pozemkové úpravy jako moderní multidisciplinární vědní obor. In *Enviro Nitra 2007, 12. medzinárodná vedecká konferencia.* Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2007, s. 314-325. ISBN 978-80-552-0054-5.

**Moravcová, J., Koupilová, M.** Krajinná zonace na malých povodích a její využití pro hodnocení jakosti vody. In *Proceedings of the international Ph.D. students' conference, České Budějovice 2007, [CD-ROM].* České Budějovice : Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2007, s. 1-5. ISBN 978-80-7040-972-5.

**Moravcová, J., Koupilová, M., Váchal, J.** Spatial-functional zonation as basis for land consolidation projection. In *Krajinné inženýrství 2007.* ČZU Praha : Česká společnost krajinných inženýrů, 2007, s. 95-109. ISBN 978-80-01-03772-0.

**Škoda, S., Váchal, J., Moravcová, J., Koupilová, M.** The impact of chosen geofactors on surface and hypogeal runoff and landscape. 2007. In: *EGU General Assembly 2007*, Vol. 9. Vídeň, 2007. ISSN 1029-7006.

**Váchal, J., Moravcová, J., Koupilová, M.** Dynamic changes of land structures in interaction with surface and ground water quality. In *ENVIRO 2007*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2007, s. 33. ISBN 978-80-8069-870-6.

**Váchal, J., Moravcová, J., Koupilová, M.** Regional zonation on small catchments and its usage for water quality evaluation.. 2007. In: *EGU General Assembly 2007*, Vol. 9. Vídeň, 2007. ISSN 1029-7006.

**Váchal, J., Moravcová, J., Koupilová, M., Váchalová, R.** Krajinná zonace na malých povodích a její využití pro hodnocení jakosti vody. In *Enviro Nitra 2007, 12. medzinárodná vedecká konferencia*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2007, s. 326-349. ISBN 978-80-552-0054-5.

## 2008

**Koupilová, M., Moravcová, J., Míka, K., Váchal, J.** Historical genesis land structures in the model catchment with specification to sub mountainous area of Šumava Mountains. In: *EGU General Assembly 2008*, Vol. 10. Vídeň, 2008. ISSN 1029-7006.

**Koupilová, M., Moravcová, J., Váchal, J., Váchalová, R., Pártlová, P., Krejča, M., Šír, M., Straková, J., Míka, K.** Změny zemědělského půdního fondu a krajinné matrice v podhorských oblastech. *Littera Scripta*, 2008, roč. 1, č. 2, s. 137-145, ISSN 1802-503X.

**Lechner, P., Bystřický, V., Žlábek, P., Koupilová, M., Moravcová, J., Váchal, J.** Software pro stanovení opatření k půdám ve zranitelných oblastech. 2008.

**Mazín, V., Váchal, J., Koupilová, M., Moravcová, J., Ondr, P., Šír, M., Krejča, M.** Drenážní, retenční a napájecí soustava pro regulaci vodního režimu v krajině. Užitiný vzor č. 18987.. 2008.

**Mazín, V., Váchal, J., Koupilová, M., Moravcová, J., Ondr, P., Šír, M., Krejča, M.** Zařízení pro regulaci vodního režimu v mokřadních systémech. Užitiný vzor č. 18989.. 2008.

**Moravcová, J., Koupilová, M., Váchal, J., Váchalová, R., Pártlová, P., Krejča, M., Šír, M., Straková, J.** Vliv zemědělského využití území na jakost vody v důsledku extrémních srážko-odtokových jevů. *Littera Scripta*, 2008, roč. 1, č. 2, s. 147-160, ISSN 1802-503X.

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M.** Monitoring and evaluation of selected indicators of water quality and nutrients loss by extreme rainfall-drain events in dependence on cultures representation in small catchments. In *Environmental sciences - sborník abstraktů, ČZU v Praze*. Praha : Česká zemědělská univerzita v Praze, 2008, ISBN-ISSN: 978-80-213-1781-9.

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Kvítek, T., Váchal, J.** Monitoring and valuation of selected indicators of water quality and nutrients loss by extreme rainfall-drain events in dependence on cultures representation in small catchments. In: *EGU General Assembly 2008*, Vol. 10. Vídeň, 2008. ISSN 1029-7006.



2009

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Váchalová, R., Váchal, J.** Behavior of selected c-q hysteresis parameters by extreme rainfall-runoff events in artificially drained localities. *Journal of Landscape Studies*, 2009, roč. 2, č. 3-4, s. 77-88, ISSN 1802-4416.

**Pártlová, P., Váchal, J., Straková, J., Moravcová, J., Koupilová, M.** Diverzifikace zemědělských aktivit a socioekonomická udržitelnost hospodaření. In *Inproforum 2009 - Ekonomická krize - výzva pro regiony*. České Budějovice : Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Ekonomická fakulta, 2009, s. 231-236. ISBN 978-80-7394-173-4.

**Straková, J., Váchal, J., Pártlová, P., Moravcová, J., Koupilová, M.** Metodika projekce rozvoje regionů se zvýšenou přírodovědeckou hodnotou. In *Inproforum 2009 - Ekonomická krize - výzva pro regiony*. České Budějovice : Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Ekonomická fakulta, 2009, s. 309-314. ISBN 978-80-7394-173-4.

**Váchal, J., Straková, J., Moravcová, J., Koupilová, M.** Typology and landscape structuralization. *Littera scripta*, 2009, roč. 2009, č. 2, s. 161-180, ISSN 1802-503X.

**Váchal, J., Škoda, S., Popp, F., Váchalová, R., Moravcová, J., Koupilová, M.** The Hluboká tectonic break - a significant geofactor of Hluboká nad Vltavou. *Journal of Landscape Studies*, 2009, roč. 2, č. 3-4, s. 89-95, ISSN 1802-4416.

**Váchal, J., Váchalová, R., Moravcová, J., Koupilová, M., Krejča, M., Šír, M., Straková, J.** Anthropoecological zoning of farmland as a basis for land adjustment projection. In *Revitalizace Orlické nádrže, sborník příspěvků z odborného semináře*. České Budějovice : Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 2009, s. 117-138. ISBN 978-80-87278-03-1.

**Pavlíček, T., Moravcová, J., Koupilová, M., Ondr, P., Kvítek, T., Váchal, J.** The impact of soil use in resource catchment areas on water quality and runoff conditions. In: *EGU General Assembly 2009*, Vol. 11. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

**Koupilová, M., Moravcová, J., Váchal, J.** Creating of principles for evaluation analysis and landscape matrix projection. In: *EGU General Assembly 2009*, Vol. 11. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Kvítek, T., Váchal, J.** Valuation of selected indicators of water quality by extreme rainfall-drain events in dependence on land-use representation in artificially drained areas. In: *EGU General Assembly 2009*, Vol. 11. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

**Vrána, K., Ehrlich, P., Gergel, J., Hůda, J., Kender, J., Moravcová, J.** Revitalizace krajiny. České Budějovice: ZF JU. 2009. 150 s.

## 2010

**Koupilová, M., Moravcová, J., Váchal, J.** Analýza změn ZPF a krajinné matrice v podhorské oblasti Šumava - případová studie povodí Ostřice, okres Český Krumlov.. In *Sborník z konference KRAJINNÉ INŽENÝRSTVÍ 2010*. Praha : České vysoké učení technické, Fakulta stavební, 2010, s. 166-173. ISBN 978-80-903258-9-0.

**Mihalčíková, Z., Koupilová, M., Moravcová, J., Ondr, P., Váchal, J.** Historická geneze krajiny v podhorských oblastech případová studie katastrálního území Zdíkov. *Littera scripta*, 2010, roč. 3, č. 1-2, s. 214-233, ISSN 1802-503X.

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Bystřický, V., Váchal, J.** Land adjustment and its impact on landscape stability increase in Czech Republic. In: *EGU General Assembly 2010*, Vol. 12. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Ondr, P., Koupilová, M.** Valuation of selected indicators of water quality by extreme rainfall-drain events and by normal hydrological conditions - differences between manual and automatic sampling.. In *EGU Leonardo 2010 - Looking at catchments in colors*. Luxembourg: Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann, 2010, s. 7.

**Novaes Váchalová, R., Ondr, P., Moravcová, J., Koupilová, M., Váchal, J., Pártlová, P., Dumbrovský, M.** Landscape potential assessment a prerequisite for regional development. *Journal of Landscape Studies*, 2010, roč. 2010, č. 3, s. 237 - 245, ISSN 1802-4416.

**Ondr, P., Moravcová, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Duffková, R.** Infiltration area localization based on meteorological measurements. In: *EGU General Assembly 2010*, Vol. 12. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

**Pavlíček, T., Moravcová, J., Koupilová, M., Ondr, P.** Valuation of selected indicators of water quality by extreme rainfall-drain events and by normal hydrological conditions. In: *EGU General Assembly 2010*, Vol. 12. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

**Váchal, J., Mazín, V., Trantinová, M., Novaes Váchalová, R., Moravcová, J., Koupilová, M.** Změny struktury krajiny vlivem pozemkových úprav. *Littera scripta*, 2010, roč. 3, č. 1-2, s. 350-376, ISSN 1802-503X.

## 2011

**Ondr, P., Brom, J., Moravcová, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Duffková, R.** The impact of selected meteorological components on discharge in the small agricultural catchment. In: *EGU General Assembly 2011*, Vol. 13. Vídeň, 2011. ISSN 1029-7006.

**Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Kvítek, T., Váchal, J.** The comparison between theoretical annual loss of sediments and real sediment loss during the extreme rainfall runoff events. In: *EGU General Assembly 2011*, Vol. 13. Vídeň, 2011. ISSN 1029-7006.